



THESE

présentée à

l'Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse

pour obtenir le titre de

**DOCTEUR DE L'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE
TOULOUSE**

*Spécialité: Science de la Terre et de l'Environnement
Mécanique des Fluides*

**Modélisation des écoulements de fluides et des transferts
de chaleur au sein des déchets ménagers.
Application à la réinjection de lixiviat dans un centre de
stockage**

par

Christophe Aran

Soutenue le 09 mars 2001 devant le jury composé de :

M.	M. QUINTARD	Président
M.	J.P. GOURC	Rapporteur
M.	R. MOSE	Rapporteur
M.	M. ROQUES	Rapporteur
M.	M. BAUCHOT	Examineur
M.	E. PRUD'HOMME	Examineur
M.	G. BACON	Directeur de thèse
M.	D. HOUÏ	Directeur de thèse

*« L'imagination est plus importante que le savoir »
Albert Einstein*

*A mes parents , Grand parents
Et « petite sœur ».....*

*« ...Sur le plan scientifique et technique, traiter efficacement une décharge
demande autant d'intelligence et d'acharnement que de concevoir le Concorde....
Les chercheurs devront veiller à conserver une interaction forte avec la société.
Pour cela ils devront aller au-delà.... »*

Michel Combarnous, Professeur à l'Université de Bordeaux 1

Remerciements

Le travail présenté dans ce mémoire de thèse s'est déroulé à l'Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse au sein du Groupe d'Etudes sur les Milieux Poreux.

Je tiens tout d'abord à remercier Monsieur Michel Quintard, Directeur de Recherche au CNRS et responsable de la formation doctorale Sciences de la Terre et de l'Environnement, qui m'a fait l'honneur de présider le jury de soutenance. Je n'oublierai pas non plus sa disponibilité, l'intérêt qu'il a manifesté à suivre cette étude et ses précieux conseils scientifiques.

Je remercie également Monsieur Jean Pierre Gourc, Professeur à l'Université Joseph Fourier de Grenoble, Monsieur Robert Mosé, Chargé de Recherche à l'IMF Strasbourg et Monsieur Michel Roques, Professeur à l'Université de Pau et des Pays de l'Adour, qui ont tous les trois accepté d'établir une critique scientifique à ce travail en qualité de rapporteurs.

Mes remerciements s'adressent également à Monsieur Michel Bauchot, Directeur Général de la SEMARDEL, et Monsieur Eric Prud'homme, Ingénieur à l'ADEME, qui ont accepté de faire parti de ce jury. Je les remercie également d'avoir soutenu et encouragé cette étude en tant que représentants des deux partenaires financiers du programme de recherche.

Enfin, tout naturellement, je tiens à remercier mes deux directeurs de thèse, Monsieur Didier Houi, Directeur de L'ARPE Midi Pyrénées et Monsieur Georges Bacon, Ingénieur de Recherche au CNRS, pour la confiance qu'ils m'ont témoignée durant ces quelques années, leurs disponibilités, et leurs précieux conseils humains et scientifiques. Une pensée toute particulière cependant pour Georges avec qui je partage, depuis mon stage de DEA, ce bureau baigné de verdure et de petits poissons, et qui est en grande partie à l'origine du succès de ce travail, tant au niveau de la coordination et la gestion du programme, de son investissement dans l'étude numérique ou toutes les discussions que nous avons pu avoir ensemble.

J'adresse également mes plus vifs remerciements à François Esteban, Ingénieur d'Etudes au CNRS, qui s'est énormément investi dans l'étude expérimentale, notamment dans la conception des sondes de mesure, leur implantation sur le site et le traitement des données

provenant de l'acquisition. Merci également à César Zarconne pour ses précieux conseils techniques qui ont également contribué à la réussite de cette campagne expérimentale.

Merci aussi à toutes les personnes avec qui nous avons travaillé en équipe et tout spécialement à Xavier Lefebvre et Oscar Aguilar de l'INSA de Toulouse pour l'aide précieuse qu'ils m'ont apportée dans la compréhension des phénomènes biochimiques de dégradation. Un grand merci également à Sébastien Franck de la société FAIRTEC pour sa disponibilité et ses nombreuses interventions sur site, Thierry Gisbert de SITA pour sa bonne humeur, tous les personnels du Cemagref d'Anhony avec qui nous avons collaboré sur l'étude hydraulique, Isabelle Hébé nouvellement arrivée en tant que coordinatrice du programme pour l'ADEME, M René Moletta de l'INRA de Narbonne et tous ceux et celles que nous avons côtoyés durant ces trois années et qui se sont investis dans ce programme.

Je n'oublierai pas non plus de remercier l'ensemble des permanents du Groupe d'Etudes sur les Milieux Poreux pour leurs disponibilités et les enrichissements qu'ils ont pu amener à ce travail. Je remercie également les services communs et administratifs de l'IMFT, tout particulièrement M^{me} Jeanine Rambouil pour tous les soins qu'elle apporte à la reproduction de chacun des documents que nous pouvons lui confier (comme cette thèse), et M^{me} Maire-Luz Tison pour sa gentillesse, sa disponibilité et ses discussions égayantes. Merci aussi à tous les doctorants de l'IMFT pour leurs sympathies, leurs caractères parfois hors du commun mais qui ont rendu toutes ces années animées, enrichissantes humainement et professionnellement : Sandra, Jean Michel, François, Jérôme(s), David, Ali, Véronique, Fabrice, Marie Christine, Bruno, Anne Sophie, Xavier, Géraldine, Hélène, Anne Laure, Fabienne et tous ceux que j'aurais pu oublier (qu'ils me pardonnent !).

Merci enfin et surtout à toute à ma famille, mes parents, grands-parents et «petite sœur» pour tout le soutien qu'ils m'ont apporté, les valeurs qu'ils ont su me transmettre et les sacrifices qu'ils ont bien voulu opérer pendant ces longues années. Merci aussi à tous mes proches ami(e)s pour leur bonne humeur, leur sincérité, leur gentillesse et leur fidélité ...Merci donc à la Marinos Band ainsi qu'à l'Adams Drink Team.

Vraiment.....Merci à vous tous.....Jamais je n'oublierai.....

RESUME

La modélisation des écoulements de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers vise d'une part à contrôler et maîtriser les effluents liquides (lixiviat) et gazeux (biogaz) issus de la biodégradation et susceptibles de polluer l'environnement, d'autre part à accélérer les temps de stabilisation des décharges estimés actuellement à une trentaine d'année.

La première partie de l'étude a consisté à instrumenter un centre de stockage de la région parisienne dans lequel des sondes de température et d'humidité ont été implantées. L'acquisition des données est entièrement automatisée et la gestion peut être réalisée à distance par liaison modem. Ceci permet de suivre le comportement thermo hydrique du site pendant son exploitation et d'acquérir une banque de données qui servira à la validation d'un modèle de prédiction des champs de température, d'humidité et de pression dans un casier de déchets. L'analyse des résultats permet de dégager des évolutions thermiques et hydriques caractéristiques des casiers de déchets ménagers et met notamment en évidence l'existence de zones dans lesquelles l'activité biologique est fortement ralentie en raison d'une insuffisance d'humidité. La réinjection de lixiviat apparaît dans ce cas comme un moyen judicieux pour relancer les processus de dégradation, la production de biogaz et de ce fait accélérer les temps de stabilisation.

La seconde partie de ce document présente le modèle mathématique de description des phénomènes physiques élaboré à partir des équations de conservation de la masse et de l'énergie écrite pour chaque constituant (solide, liquide, biogaz, vapeur) en considérant les déchets comme un milieu poreux réactif. Un modèle de production de biogaz dépendant à la fois de la nature des déchets, de la température et de l'humidité est proposé. Une analyse fine de chaque paramètre physico chimique est également effectuée.

Enfin, à partir de ce modèle, des simulations de gestions de sites sont réalisées : avec ou sans réinjection, réinjection ponctuelle ou distribuée... Les résultats sont analysés pour dégager une proposition de scénario optimum de réinjection, tant sur un plan technique que sur un plan quantitatif (débits).

Mots clés : Centres de stockage de déchets ménagers, Instrumentation, Mesures de température et d'humidité, Modélisation, Transferts de masse, Transferts de chaleur, Ecoulement de lixiviat et biogaz, Recirculation de lixiviat, Phase anaérobie

ABSTRACT

Modelling of flows and mass transfers within household refuses aims to control the liquids (leachate) and gas (biogas) flows coming from the biodegradation and going to pollute the environment, second time to accelerate the time of steady state of landfills estimated at thirty years.

Our first work was the instrumentation of a sanitary landfill located in south of Paris where several temperature and moisture probes were installed. The data acquisition is automatic and can be monitored from a distance using a modem. We can also follow the thermal and hydraulic evolution of the landfill during its management and collect data to valid a mathematical model which predicts the temperature, moisture and total pressure fields in a cell of wastes. Experimental results highlight typical temperature and moisture distribution within the landfill and show areas where the waste biodegradation could be limited because of a lack of moisture content. Leachate recirculation seems to be also a good practice to restart the anaerobic degradation, the biogas production and offer a faster steady state.

The mathematical model is based on the mass and heat balance equations for each component (liquid, biogas and vapour). Landfills are considered as a reactive porous media. A gas generation rate depending on the quality, temperature and moisture content of the waste is taken into account. A large study is realised on the physical and chemical parameters.

Several simulations of landfill management are presented :with or without leachate recirculation, local or global recirculation...Numerical results are used to suggest the best design for the recirculation system to manage a future optimised operation.

Keys words : Sanitary landfills, Instrumentation, Temperature and moisture measurements, Modelling, Mass transfers, Heat transfers, Leachate and biogas flows, Leachate recirculation, Anaerobic stage

NOMENCLATURE

CARACTERES LATINS

Fraction massique de type de déchets (lentement, moyennement et rapidement dégradables) [%]	A_i	Taux d'évaporation [$\text{Kg.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$]	\dot{m}
Coefficient de diffusion massique isotherme [$\text{m}^2.\text{s}^{-1}$]	a_i	Pression [Pas]	P
Coefficient de diffusion massique non isotherme [$\text{m}^2.\text{s}^{-1}.\text{K}^{-1}$]	$a\delta_i$	Pression capillaire [Pas]	Pc
Potentiel de production de biogaz des déchets [kg.m^{-3}]	C_{Tb}	Pression de vapeur [Pas]	Pv
Chaleur spécifique [$\text{J.Kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$]	C_{p_i}	Pression de vapeur saturante [Pas]	Pv _s
Energie d'activation [J]	E_{a_i}	Conductivité hydraulique [m.s^{-1}]	K
Accélération de pesanteur [m.s^{-2}]	g	Perméabilité efficace [m^2]	k _e
Densité de flux de masse [$\text{Kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$]	J	Perméabilité intrinsèque [m^2]	k ou k _i
Masse molaire de i [Kg.mol^{-1}]	M_i	Perméabilité relative	k _r
Coefficient de diffusion de la phase vapeur au sein du milieu poreux [$\text{m}^2.\text{s}^{-1}$]	Dv^*	Coefficient de transfert de chaleur convectif [$\text{W.m}^{-2}.\text{K}^{-1}$]	h _T
Température [°K]	T	Enthalpie massique de la phase i [J.Kg^{-1}]	h _i
Chaleur latente de vaporisation de l'eau [J.Kg^{-1}]	Lv	Constante des gaz parfaits [$\text{J.Kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$]	R
		Rayon de courbure de l'interface liquide - gaz [m]	r
		Saturation en phase liquide	S
		Temps [s]	t
		Vitesse de la phase i [m.s^{-1}]	U _i
		Fraction molaire de i [%]	x _i
		Fraction molaire de vapeur [%]	x _v

CARACTERES GRECS

Teneur volumique de la phase i	θ_i	Succion [m]	ψ
Teneur en eau massique (/masse sèche de déchets)	ω	Tension interfaciale [N.m^{-1}]	σ
Teneur en eau massique (/masse humide de déchets)	ω'	Viscosité cinématique [N.s.m.Kg^{-1}]	ν
Terme source de production de biogaz [$\text{kg.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$]	α_b	Viscosité dynamique [N.s.m^{-2}]	μ
Terme puits d'humidité [$\text{kg.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$]	α_l	Masse volumique	ρ
Terme source de production de chaleur [$\text{J.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$]	α_q	Conductivité thermique des déchets [$\text{W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$]	λ^*
Porosité [%]	ε	Constante cinétique de vitesse de production de biogaz de l'espèce i [s^{-1}]	λ_i
Humidité relative	ϕ	Constante cinétique de vitesse de production de biogaz (d'après la loi Arrhénius 1 ^{er} ordre) [s^{-1}]	β_i

INDICES

Liquide	l	Vertical	v
Gaz	g	Horizontal	h
Vapeur	v		
Biogaz	b	Nord	N
Solide	s	Sud	S
Milieu poreux sec	o	Ouest	W
Chaleur	q, c	Est	E
Ambiant	∞		
Qualité des déchets (lentement, moyennement et rapidement dégradable)	i=1,2,3	Ligne matrice	i
		Colonne matrice	j

EXPOSANTS

Milieu poreux *

SOMMAIRE

INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I	
RAPPELS SOMMAIRES SUR LA BIODEGRADATION DES DECHETS MENAGERS	7
 I.1 LES GRANDES ETAPES DE LA BIODEGRADATION.....	9
I.1.1 <i>La phase aérobie</i>	9
I.1.2 <i>La phase anaérobie</i>	10
 I.2 LES FACTEURS PHYSICO-CHIMIQUES INFLUANT L'ACTIVITE BIOLOGIQUE ET LA PRODUCTION DE BIOGAZ.	12
I.2.1 <i>Nature des déchets, taille des particules et taux de compactage.</i>	12
I.2.2 <i>pH</i>	13
I.2.3 <i>Température</i>	13
I.2.4 <i>Humidité</i>	15
 I.3 BILAN. SYNTHESE.....	16
 LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX DU CHAPITRE I.	19
BIBLIOGRAPHIE	21
 CHAPITRE II	
ETUDE EXPERIMENTALE SUR SITE.....	25
 II.1 PRESENTATION DU SITE EXPERIMENTAL.	27
 II.2 INSTRUMENTATION DU SITE.....	30
II.2.1 <i>Etude bibliographique.</i>	31
II.2.2 <i>Le réseau de réinjection implanté sur le site de Vert Le Grand.</i>	33
II.2.3 <i>Mesure des champs de température</i>	34
II.2.4 <i>Mesure des champs d'humidité.</i>	37
II.2.4.1 <i>Etat de l'art sur les mesures d'humidité dans les déchets</i>	38
II.2.4.1.a <i>Mesure par gravimétrie</i>	38
II.2.4.1.b <i>Mesure par sondes à choc thermique</i>	39
II.2.4.1.c <i>Mesure par sonde T.D.R.</i>	42
II.2.4.1.d <i>Mesure par sondes à neutron</i>	44
II.2.4.2 <i>Mesures des champs d'humidité sur le site de Vert Le Grand</i>	47
II.2.5 <i>Le système d'acquisition</i>	48
 II.3 RESULTATS DE L'ACQUISITION.	50
II.3.1 <i>Champs thermiques.</i>	51
II.3.2 <i>Champs hydriques</i>	54

II.3.2.1 Mesure par sondes à choc thermique.....	55
II.3.2.2 Mesure par gravimétrie : comparaison avec les résultats des sondes à choc thermique	57
II.3.2.3 Mesure par sonde T.D.R. : comparaison avec les résultats des sondes à choc thermique	59
II.4 BILAN SYNTHESE.....	60
LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX DU CHAPITRE II	61
BIBLIOGRAPHIE	63
 CHAPITRE III	
MODELISATION DES TRANSFERTS COUPLES DE MASSE ET DE CHALEUR AU SEIN DES DECHETS MENAGERS.....	67
 III.1 ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE.	69
III.1.1 Les transferts gazeux.....	69
III.1.2. Les transferts d'humidité	71
<u>Mécanisme de formation des lixiviats</u>	71
Quantités de lixiviat.....	71
Ecoulement des lixiviats.....	72
III.1.3. Synthèse.....	74
 III.2 PRINCIPE DE LA MODELISATION : NOTION DE VOLUME ELEMENTAIRE DE REFERENCE.	74
 III.3 MISE EN PLACE DU MODELE : EQUATIONS DE CONSERVATION.....	75
III.3.1 Hypothèses de la modélisation.	75
III.3.2 Equations de conservation.	77
III.3.2.1 Equations de conservation de la masse.	77
III.3.2.1.a Phase solide	77
III.3.2.1.b Phase liquide.	77
III.3.2.1.c Phase gazeuse.	78
i) Phase gazeuse dans sa totalité, c'est à dire biogaz + vapeur d'eau	78
ii) Phase biogaz	78
iii) Vapeur d'eau	78
III.3.2.2. Equation de conservation de la quantité de mouvement.	79
III.3.2.3 Equation de conservation de l'énergie.	79
 III.4 MODELE FINAL.....	79
III.4.1 Relations complémentaires.....	80
III.4.1.1 Relations de bases.....	80
III.4.1.2 Loi de Fick.....	80
III.4.1.3 Loi de Kelvin	81
III.4.1.4 Loi de Clausius Clapeyron.....	82
III.4.2 Equation de la phase liquide	82
III.4.3 Equation de l'énergie	85
III.4.4 Equation de la pression.....	87
 III.5 DETERMINATION DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DU MODELE.....	89
III.5.1 Les termes sources.	89
III.5.1.1 Terme source de production de biogaz	89
III.5.1.1.a Analyse bibliographique	89
III.5.1.1.b Mise en place du modèle mathématique de production de biogaz.....	91

III.5.1.2 Terme puits d'humidité durant la phase anaérobie	94
III.5.1.3 Terme source de production de chaleur	95
<i>III.5.2 La pression capillaire.....</i>	<i>95</i>
III.5.2.1 Détermination expérimentale de la courbe de pression capillaire	96
III.5.2.2 Modèles mathématiques de la courbe de rétention.....	97
III.5.2.2.a Modèle de Campbell et modèle de Van Genuchten.....	98
i) <u>Modèle de Campbell</u>	98
ii) <u>Modèle de Van Genuchten</u>	98
III.5.2.2.b Comparaison avec des valeurs de la bibliographie	98
<i>III.5.3 Les perméabilités.....</i>	<i>99</i>
III.5.3.1 Bibliographie	100
III.5.3.2 Perméabilité intrinsèque horizontale et verticale	101
III.5.3.3 Perméabilité relative de la phase liquide et gazeuse	103
III.5.3.3.a Perméabilité relative de la phase liquide.....	103
i) <u>Modèle de Campbell</u>	103
ii) <u>Modèle de Van Genuchten</u>	104
III.5.3.3.b Perméabilité relative de la phase gazeuse.....	104
<i>III.5.4 La tension interfaciale.....</i>	<i>104</i>
<i>III.5.5 La viscosité de la phase liquide.....</i>	<i>106</i>
<i>III.5.6 La viscosité de la phase gazeuse.</i>	<i>107</i>
<i>III.5.7 Le coefficient de diffusion de la phase gazeuse.....</i>	<i>108</i>
III.5.7.1 Mélange à n constituants.....	108
III.5.7.2.Cas d'un mélange binaire. Approche de la modélisation.....	111
<i>III.5.8 La conductivité thermique des déchets.....</i>	<i>113</i>
III.5.8.1 Bibliographie	114
III.5.8.2 Détermination expérimentale de la conductivité thermique des déchets.....	115
<i>III.5.9 La capacité calorifique des déchets</i>	<i>118</i>
 III.6 BILAN SYNTHESE.....	 119
 LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX DU CHAPITRE III.....	 123
BIBLIOGRAPHIE.....	125

CHAPITRE IV

RESULTATS DES SIMULATIONS NUMERIQUES.....131

IV.1 PRESENTATION DU CODE DE CALCUL SPIDER.....	133
<i>IV.1.1 Méthode numérique utilisée.....</i>	<i>133</i>
IV.1.1.1 Généralités.....	133
IV.1.1.2 Principe des volumes finis : discrétisation des équations.....	134
IV.1.1.2.a Discrétisation spatiale.....	135
i) <u>Le maillage</u>	135
ii) <u>Discrétisation des équations</u>	138
IV.1.1.2.b Discrétisation temporelle.....	140
IV.1.1.2.c Discrétisation des termes production et consommation α	140
IV.1.1.2.d Discrétisation complète	141
IV.1.1.2.e Traitement des conditions aux limites	143
IV.1.1.2.f Conclusion sur la discrétisation	145
IV.1.1.3 Compléments et algorithme de la programmation	145
<i>IV.1.2 Gestion numérique de l'interface zone saturée - zone non saturée. Modélisation de la perméabilité relative - intrinsèque. Schémas décentrés.....</i>	<i>148</i>

IV.2 SIMULATION D'UNE GESTION D'UN CASIER DE DECHETS SANS REINJECTION	151
IV.2.1 Conditions initiales et conditions limites.....	151
IV.2.2 Résultats des simulations.....	151
IV.2.2.1 Champs hydriques	151
IV.2.2.2 Champs de pression.....	153
IV.2.2.3 Champs thermiques	154
IV.3 SIMULATIONS DE GESTIONS DE CASIERS DE DECHETS AVEC REINJECTION DE LIXIVIAT	154
IV.3.1 Réinjection ponctuelle	155
IV.3.1.1 Conditions initiales et conditions limites	155
IV.3.1.2 Résultats des simulations	156
IV.3.1.2.a Champs hydriques	156
IV.3.1.2.b Champs de pression.....	157
IV.3.1.2.c Champs thermiques	159
IV.3.2 Réinjection distribuée.....	159
IV.3.2.1 Conditions initiales et conditions limites	160
IV.3.2.2 Résultats des simulations	160
IV.3.2.2.a Champs hydriques	160
IV.3.2.2.b Champs de pression.....	163
IV.3.2.2.c Champs thermiques	166
IV.4 INFLUENCE DE LA REINJECTION SUR LES PRODUCTIONS DE BIOGAZ.....	166
IV.5 ETUDE DE LA SENSIBILITE DU CODE SPIDER A CERTAINS PARAMETRES	169
IV.5.1 Influence du maillage	169
IV.5.2 Influence de la perméabilité intrinsèque des déchets	171
IV.5.3 Influence du terme production de biogaz	172
IV.6 BILAN SYNTHESE.....	175
LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX DU CHAPITRE IV.	179
BIBLIOGRAPHIE.....	183
CONCLUSION GENERALE - PERSPECTIVES	185
ANNEXE A	
PLANS DU SITE DE VERT LE GRAND	193
ANNEXE B	
THERMOGRAMMES ET HYDROGRAMMES DES PUIITS R&D DU SITE DE VERT LE GRAND.....	199

ANNEXE C

PROGRAMME D’ACQUISITION DES DONNEES IMFT

MESURE DES CHAMPS DE TEMPERATURE ET HUMIDITE235

ANNEXE D

ORGANIGRAMMES DU CODE DE CALCUL SPIDER241

ANNEXE E

COURBES D’ETALONNAGE DES SONDAS A CHOCS THERMIQUES245

INTRODUCTION

Aujourd'hui plus que jamais, la gestion des déchets est devenue un axe prioritaire de la politique environnementale de notre pays. L'augmentation incessante de leur production (30,3 Mt/an de déchets municipaux et 46 Mt/an de Déchets Industriels Banals en 1990) ont incité les pouvoirs publics à rapidement réagir. La réglementation inscrite dans la loi du 13 juillet 1992 impose d'ici à 2002 une "réduction à la source, une valorisation en matière et énergie de ces déchets et le stockage des seuls déchets ultimes".

De nombreux modes de traitement sont actuellement utilisés allant de l'incinération à la mise en décharge. Chacun possède ses propres avantages mais aussi ses inconvénients, économiques et/ou environnementaux. Ainsi, l'incinération qui semblait devenir la méthode la plus convoitée rencontre aujourd'hui de nombreux problèmes liés notamment à l'émission de dioxynes et au recyclage des mâchefers. Le tri à la source et le recyclage qui apparaissent comme étant les méthodes les plus propres et les plus écologiques ont encore du mal à se développer. Enfin, la mise en décharge, qui fut pendant longtemps l'option la plus retenue, est à l'origine de pollution liquide et gazeuse.

En effet, une décharge de déchets ménagers, aussi appelée Centre d'Enfouissement Technique (C.E.T.), est un milieu fortement évolutif. Lors de leur dégradation, les déchets chargent les eaux qu'ils contiennent et les eaux de percolation (provenant essentiellement des précipitations) de matières organiques et minérales pour former un jus, appelé lixiviat, susceptible de contaminer les sols et nappes phréatiques.

De plus, la biodégradation des ordures ménagères produit à terme un biogaz, majoritairement composé de méthane et dioxyde de carbone, qui contribue tout particulièrement à l'effet de serre.

Parallèlement à ces problèmes de pollution, le temps de réactivité de ces sites constitue à lui seul un problème essentiel. On estime aujourd'hui à une trentaine d'année la durée de vie d'une décharge non traitée. Trente ans de réactivité signifie non seulement

trente ans de risque pour l'environnement mais aussi de coût de gestion pour les exploitants de C.E.T.

Il est vrai qu'aujourd'hui la gestion des décharges a énormément évolué, notamment dans la récupération des fluides et l'imperméabilisation des casiers de stockage. L'arrêté du 9 septembre 1997 décrit les caractéristiques techniques que doit satisfaire tout centre de stockage, parmi lesquelles la pose d'une géomembrane en fond de casier et d'une couverture en surface. Cependant, leur réhabilitation future et la valorisation énergétique constituée par le biogaz passe par le contrôle et la maîtrise de ces polluants. Optimiser cette production de biogaz et accélérer le temps de stabilisation de ces sites sont deux des principaux objectifs de notre programme de recherche.

Depuis plus de six ans maintenant, notre laboratoire de mécanique des fluides par l'intermédiaire de son Groupe d'Etudes sur les Milieux Poreux s'est investi, avec d'autres scientifiques (biochimistes, hydrauliciens, géologues...) dans un programme de recherche pour mieux comprendre les phénomènes physiques, chimiques et hydrauliques qui se produisent dans une décharge.

C'est ainsi que durant les trois premières années, l'instrumentation d'une décharge de la région Midi Pyrénées, la mise en place de deux pilotes de laboratoire (cuves instrumentées remplies de déchets type) nous ont permis de répondre de manière satisfaisante à de nombreuses interrogations, en particulier celles liées à la phase de dégradation aérobie des déchets (phase préliminaire dans la dégradation biochimique des déchets). Nous avons montré en particulier que cette phase jouait un rôle essentiel dans l'établissement des champs thermiques d'un casier (Lanini (1998), Aguilar Juarez (2000)).

Aujourd'hui la continuité du programme s'inscrit dans l'étude de la phase anaérobie qui succède à la phase aérobie. C'est la période la plus longue de la dégradation durant laquelle lixiviats et biogaz sont produits en quantités importantes.

Cette production gazeuse est contrôlée essentiellement par deux facteurs qui sont la température et l'humidité. Ce dernier paramètre apparaît malgré tout comme étant le

facteur clé de la dégradation : en effet, des études ont montré qu'une teneur en eau des déchets insuffisante pouvait fortement ralentir, voire inhiber, tout processus de biodégradation. Au contraire, il existerait une humidité optimale pour laquelle la production de biogaz serait maximale.

Si nous souhaitons localiser les zones biologiquement actives d'une décharge, nous devons connaître l'évolution spatio temporelle des champs de température et d'humidité au sein des déchets. Un modèle mathématique décrivant les écoulements de fluides (liquide et biogaz) et les transferts de chaleur dans un casier de déchets ménagers a été élaboré. Ce modèle permet d'étudier l'évolution thermo hydrique des déchets et donc de localiser les zones dans lesquelles la réinjection d'un liquide, du lixiviat par exemple, pourrait être nécessaire pour relancer l'activité microbienne, favoriser la production de biogaz et donc accélérer la durée de stabilisation. Cette approche de la décharge s'appuie sur un concept relativement nouveau en France qui est celui du bioréacteur.

Afin de valider ce modèle, nous avons réalisé l'instrumentation d'un C.E.T. localisé à Vert Le Grand dans le département de l'Essonne (91). Cette instrumentation s'inscrivait dans un vaste programme de recherche cofinancé par l'ADEME et la SEMARDEL visant à étudier l'influence de la recirculation de lixiviat sur la production de biogaz. Concernant l'IMFT donc, un nombre important de sondes de température et d'humidité ont été implantées dans la masse des déchets, d'une part pour acquérir une banque de données suffisante pour valider notre modèle, mais également pour suivre le comportement thermo hydrique des casiers pendant leur exploitation.

Ce document présente donc le site Vert Le Grand et tout particulièrement l'instrumentation réalisée par l'IMFT ainsi que les résultats de l'acquisition des sondes de température et d'humidité (chapitre II). Dans le chapitre III, sur la base des équations de conservation de la masse et de l'énergie, nous établissons le modèle traduisant les transferts de masse et de chaleur au sein des déchets ménagers. Nous y analysons également l'ensemble des paramètres et coefficients physico chimiques constituant ce modèle. Enfin, dans le chapitre IV, nous présentons le code de calcul SPIDER qui nous a servi aux simulations numériques, et les résultats de ces simulations. Des scénarios de gestion de sites ont été testés, avec ou sans recirculation de lixiviats, recirculation

ponctuelle et distribuée. Malheureusement, la réinjection sur site n'ayant pas débuté, il nous est impossible actuellement de valider les simulations de ces réinjections.

Cependant, avant de présenter l'ensemble de ces travaux, il nous semble important de rappeler quelques notions fondamentales sur la dégradation des déchets ménagers. C'est ce qui constitue le propre de notre premier chapitre.

CHAPITRE I

Rappels sommaires sur la biodégradation des déchets

ménagers

La biodégradation des déchets se caractérise par une succession de processus physico-chimiques, généralement complexes, durant lesquels des bactéries transforment la matière organique contenue dans les ordures ménagères en composés minéraux et gazeux. La nature des micro organismes intervenant au cours de la dégradation des déchets, les différents réactifs et produits des réactions chimiques permettent de distinguer plusieurs étapes dans la biodégradation. La qualité du gaz émis évolue également au cours de ces nombreux métabolismes.

Ce premier chapitre vise à rappeler de façon synthétique les grandes étapes de la biodégradation et les principaux facteurs qui influencent la production de biogaz. Toutefois, le lecteur pourra s'il le souhaite se référer à de nombreuses études et publications réalisées par des spécialistes de la biochimie des déchets, dans lesquelles sont détaillés les processus de dégradation. (Borges de Castilhos (1988); Young (1992); Aguilar-Juarez (2000)...).

I.1 Les grandes étapes de la biodégradation.

Dans une décharge, on distingue successivement des métabolismes aérobies et anaérobies. En effet, au moment de leur mise en place, l'oxygène piégé initialement dans l'espace des pores et celui qui diffuse ensuite dans les couches supérieures autorise l'activité de micro-organismes aérobies. Puis, lorsque cet oxygène est épuisé (consommation par les micro-organismes aérobies ou recouvrement des sites empêchant la diffusion de l'oxygène), la fermentation des déchets devient alors anaérobie.

I.1.1 La phase aérobie

La phase aérobie est donc la première grande étape dans la dégradation de la matière organique. L'accepteur final des électrons des réactions d'oxydo-réduction est l'oxygène de

l'air. Ces réactions sont fortement exothermiques : elles peuvent générer de 380 à près de 460 kJ par mole d'oxygène consommée (Pirt (1978); Emberton (1986); Lanini (1998)). C'est en effet durant cette période que de fortes montées en température sont observées dans un massif de déchets et que s'établissent les profils thermiques mesurés sur site. (Lanini (1998); Aguilar-Juarez (2000)). Lors de la phase aérobie il y a également production d'eau et de dioxyde de carbone.

1.1.2 La phase anaérobie

C'est la phase la plus longue dans la dégradation des déchets. Elle se caractérise par une succession de réactions complexes interdépendantes les unes des autres. A terme, la matière organique est transformée en biogaz, mélange essentiellement composé de méthane et dioxyde de carbone. D'autre part, le dégagement de chaleur est beaucoup moins conséquent que durant la phase aérobie, de l'ordre de 2 à 60 kJ par mole de méthane produite selon Pirt (1978), Emberton (1986), et Barlaz & al (1990).

Les principales étapes des métabolismes anaérobies sont :

- ***l'hydrolyse*** : carbohydrates, protéines et composés lipidiques sont hydrolysés par des enzymes en molécules beaucoup plus simples
- ***l'acidogénèse*** : les substrats issus de l'hydrolyse sont transformés en acides organiques, alcools, ammoniacque, dioxyde de carbone et hydrogène.
- ***l'acétogénèse*** : les produits de l'acidogénèse sont alors transformé en acétate, formate, hydrogène et dioxyde de carbone.
- ***la méthanogénèse*** : c'est l'étape finale de la digestion anaérobie qui transforme l'acétate et l'hydrogène en méthane et dioxyde de carbone.

Une autre approche dans l'étude de la stabilisation des déchets consiste à suivre l'évolution de la composition du biogaz. En effet, en fonction des métabolites actifs

pendant la dégradation de la matière organique, la qualité du gaz émis varie de façon significative. La figure fI.1 synthétise son évolution au cours du temps.

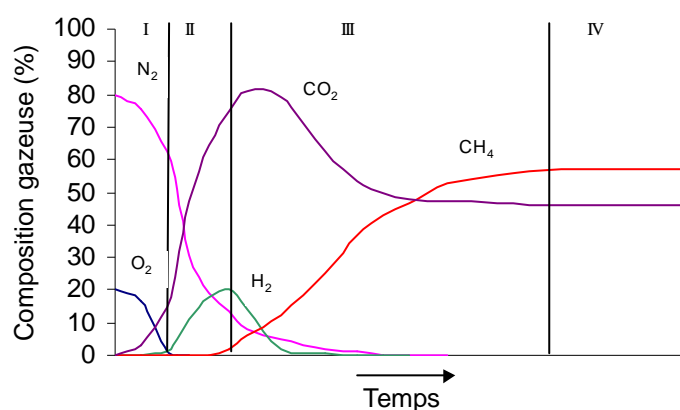


Figure I.1: Composition du biogaz au cours de la stabilisation des déchets (d'après Farquhar and Rovers (1973))

avec	Phase I :	phase aérobie
	Phase II :	phase d'anaérobie non méthanogène
	Phase III :	phase d'anaérobie méthanogène instable
	Phase IV :	phase d'anaérobie méthanogène stable

Durant la phase IV, les vitesses de production et la composition du biogaz se stabilisent; cette dernière fluctue généralement entre 50 et 70% de méthane pour 30 à 50% de dioxyde de carbone (Lambert (1997)). D'autres composés gazeux peuvent également apparaître à l'état de trace tels que le sulfure d'hydrogène (H₂S) ou les composés organiques volatiles (COV).

I.2 Les facteurs physico-chimiques influant l'activité biologique et la production de biogaz.

Les réactions de dégradation des déchets sont conditionnées par de nombreux paramètres environnementaux. Ces paramètres sont maintenant bien connus mais leurs effets demeurent encore difficilement quantifiables en raison de leur mutuelle dépendance. Ainsi, selon la littérature, les deux principaux facteurs contrôlant l'activité microbienne et la production de biogaz sont la température et de façon plus importante l'humidité des déchets (Farquhar & Rovers (1973), Rees (1980), Gurijala & Suflita (1983), Jokela & al (1999); Mc Dougall & Pyrah (1999)). D'autres paramètres comme la composition des déchets et leurs caractéristiques "mécaniques" (densité, porosité....), le pH du milieu, s'avèrent être des éléments importants vis à vis des cinétiques de dégradation.

I.2.1 Nature des déchets, taille des particules et taux de compactage.

La nature des déchets et leur biodégradabilité sont les paramètres essentiels dans l'estimation du potentiel méthanogène d'un échantillon. Ainsi plus la fraction biodégradable est importante et plus les rendements en gaz sont élevés. L'estimation de ce potentiel est généralement réalisée par une technique dite BMP (Biochemical Methane Production) qui consiste à placer un échantillon de déchets ou un constituant particulier dans une cellule anaérobie avec un inoculum bien déterminé (Lambert (1997)).

Trois grandes classes de déchets caractérisées par leur vitesse de dégradation ont pu être mises en évidence (Findikakis & Leckie (1979), Arigala & al (1995), Meraz (1997), El Fadel & al (1996)):

✓ Les rapidement biodégradables:

Ce sont en majorité toutes les matières putrescibles, les déchets verts, les fruits et légumes, les matières animales...Ils représentent en moyenne 15% de la composition d'un déchet.

✓ Les moyennement biodégradables:

Estimés à 55% de la composition des déchets, ils englobent tout ce qui est boue ou graisse.

✓ Les lentement biodégradables:

Ils sont composés essentiellement de papiers, cartons et bois et représentent près de 30% de la composition des déchets.

Les études concernant l'influence de la taille et de la densité des particules sont encore relativement controversées. Cependant, si on s'en réfère aux expériences menées en laboratoire, il semble que des déchets broyés conduisent à une production à la fois plus rapide et plus importante de méthane (De Walle & al (1978); Buivid & al (1981); Ham & Bookter (1982)). Ceci serait dû en particulier à l'augmentation des aires spécifiques de contact (diminution de la section de contact des particules). La concentration en bactéries est alors plus importante et leur efficacité pour attaquer le substrat solide devient meilleure.

1.2.2 pH

Selon Farquahr & Rovers (1973), Riester (1994) et Lambert (1997), le pH optimal pour la fermentation méthanique se situerait aux alentours de la neutralité, entre 6.8 et 7.2. Des pH trop acides au sein des déchets ($\text{pH} < 5.5$) peuvent devenir inhibiteurs pour les réactions méthanogènes.

1.2.3 Température

La température est l'un des facteurs les plus importants pour la production de biogaz puisqu'elle détermine la nature des populations microbiennes actives pendant la dégradation des déchets et contrôle de ce fait les vitesses des cinétiques biochimiques. Suivant le niveau thermique atteint par le milieu, trois types de populations bactériennes ont été répertoriées :

- ✓ Les psychrophiles ($T < 20^{\circ}\text{C}$)
- ✓ Les mésophiles ($20^{\circ}\text{C} < T < 44^{\circ}\text{C}$)
- ✓ Les thermophiles ($T > 44^{\circ}\text{C}$)

Les températures relevées dans les décharges semblent indiquer que l'activité biologique soit essentiellement due à des bactéries mésophiles et thermophiles. Pour chacune de ces populations, il existe une température optimale de la méthanogénèse au delà de laquelle les réactions de dégradation peuvent être complètement inhibées. La figure fl.2 montre effectivement que des températures supérieures à 70°C risquent de bloquer les processus méthanogènes.

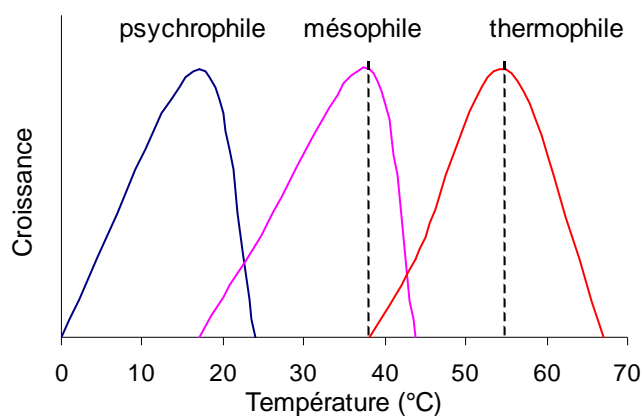


Figure I.2: Influence de la température sur la croissance microbienne (Lanini (1998))

1.2.4 Humidité

L'humidité des déchets apparaît comme étant le facteur déterminant dans les cinétiques de dégradation et donc de productions gazeuses. Nombre d'auteurs ont montré qu'en deçà d'une certaine teneur en eau (10 à 20% par rapport à la masse totale humide pour Schulze (1961), Haug (1993) et Palmisano & Barlaz (1996); 25 à 30% pour Buivid & al (1981), Noble & al (1988), Gurijala & Suflita (1993)), les populations microbiennes ne peuvent pas se développer correctement et toute production gazeuse devient alors quasiment inexistante. Cette humidité minimale correspond à une quantité d'eau vitale aux micro organismes actifs de la dégradation. Elle peut être également considérée telle une fine pellicule d'eau entourant les particules solides de la matrice poreuse, nécessaire à la mobilité et à la diffusion des bactéries.

Au dessus de cette humidité minimale, la production de biogaz ne cesse d'augmenter avec la teneur en eau des déchets. La figure fl.3 résume les principales expériences répertoriées à ce jour dans la bibliographie. Cependant, si qualitativement les résultats sont comparables, les quantités de biogaz produites, pour une même humidité, varient de façon conséquente et ce en raison de la qualité des déchets utilisés. A ce jour, il paraît donc encore difficile d'établir des modèles théoriques de production de biogaz en fonction de l'humidité sans tenir compte de leur composition.

Enfin, une humidité trop importante, c'est à dire proche de la saturation, s'avérerait être inhibitrice pour les réactions de dégradation (Gurijala & Suflita (1993), Jokela & al (1999)). La dilution trop importante des bactéries dans le milieu aqueux rendrait moins efficaces leurs actions sur le substrat solide et la production gazeuse peut diminuer de façon conséquente.

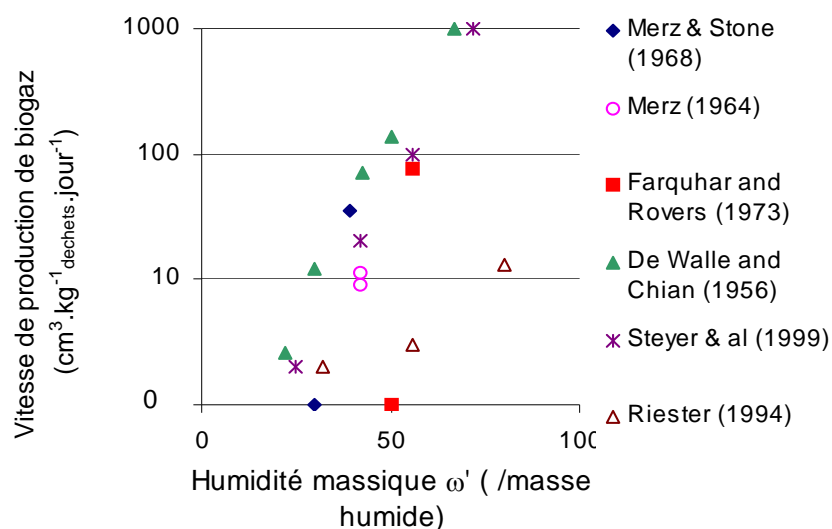


Figure I.3: Influence de l'humidité sur la production de biogaz (d'après Rees (1980), Steyer & al (1999) et Riester (1994))

I.3 Bilan. Synthèse

Nous avons rappelé dans ce chapitre les principales étapes de la production de biogaz et les paramètres environnementaux la contrôlant. Hormis l'influence du pH qui décrit une caractéristique purement chimique du milieu et la taille des particules, l'ensemble des autres paramètres apparaît explicitement dans la modélisation du terme « source de biogaz » qui sera intégré dans le modèle mathématique traitant les transferts de masse et de chaleur au sein des déchets ménagers (cf chapitre III).









Cependant, avant d'aborder cette modélisation, nous avons réalisé l'instrumentation de casier du site expérimental de Vert Le Grand. Cette instrumentation nous a permis d'une part de contrôler le comportement physico-chimique du milieu pendant son exploitation, d'autre part d'acquérir une banque de données conséquente pour la validation











du modèle. Nous vous présentons dans le chapitre II l'ensemble de cette instrumentation ainsi que les résultats de l'acquisition.







Liste des figures et tableaux du CHAPITRE I.

<u>Figure I.1:</u> Composition du biogaz au cours de la stabilisation des déchets (d'après Farquhar and Rovers (1973))	11
<u>Figure I.2:</u> Influence de la température sur la croissance microbienne (Lanini (1998))	14
<u>Figure I.3:</u> Influence de l'humidité sur la production de biogaz (d'après Rees (1980), Steyer & al (1999) et Riester (1994)).....	16

BIBLIOGRAPHIE

-  **AGUILAR-JUAREZ O.**, analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase de remplissage d'un casier d'un centre d'enfouissement technique, *Thèse de l'INSA de Toulouse*, 2000
-  **ARIGALA S.G., TSOTSIS T.T., WEBSTER I.A., YORTSOS Y.C. KATTAPURAM J.J.**, Gas generation, transport and extraction in landfills, *J. of Environ. Engineering*, vol 121, pp 33-44, 1995
-  **BARLAZ M.A., HAM R.K., SHAEFER D.M.**, Methane production from municipal refuse : a review of enhancement techniques and microbial dynamics, *Critical Reviews in Environ. Control*, vol 19, pp 557-584, 1990
-  **BORGES DE CASTILHOS A.**, Simulation au laboratoire du comportement hydraulique et de l'évolution bio-physico-chimique d'un déchet type composite mis en décharge, *Thèse de l'INSA de Lyon*, 1988
-  **BUIVID M.G., WISE D.L., BLANCHET M.J., REMEDIOS E.C., JENKINS B.M., BOYD W.F., PACEY J.G.**, Fuel gas enhancement by controlled landfilling of municipal solid waste, *Ressources and Conservation*, vol 6, pp 3-20, 1981
-  **DE WALLE F.B., CHIAN E.S.K., HAMMERBURG E.**, Gas production from solid waste in landfills, *J. of Environ. Engineering Division*, vol 104, pp 415-432
-  **EL FADEL M., FINDIKAKIS A.N., LECKIE J.O.**, Numerical modeling of generation and transport of gas and heat in landfills I. Model formulation. *Waste Management & Research*, vol 14, pp 483-504, 1996
-  **EMBERTON J.R.**, The biological and chemical characterization of landfills. *Pocceedings Conference UK Departement of Energy and US Departement of Energy*, pp 150-163, 1986

-  **FARQUHAR G.J., ROVERS F.A.**, Gas production during refuse decomposition. *Water, Air and Soil Pollution* 2, pp 483-495, 1973
-  **FINDIKAKIS A.N., LECKIE J.O.** Numerical Simulation of gas flow in sanitary landfills. *Journal of the Environ. Eng Div., ASCE*, Vol 105, No. EE5, pp 927-945, 1979
-  **GURIJALA K.R., SUFILTA J.M.**, Environmental factors influencing methanogenesis from refuse in landfill samples, *Environ. Science and Techno.*, vol 27, pp 1176-1181, 1993
-  **HAM R.K., BOOKTER T.J.**, Decomposition of solid waste in test lysimeters, *J. of Environ. Engineering Division*, vol 108, pp 1147-1170, 1982
-  **JOKELA J.P.Y., KETTUNEN R.H., MARTTINEN S.K., RINTALA J.A.**, Effect of moisture on the methane production and leachate characteristics from source-separated dry waste and aged landfilled waste, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, vol I, pp 67-74, 1999
-  **LAMBERT D.**, Instrumentation et caractérisation d'un casier de décharge accueillant des déchets ménagers et assimilés au cours de son exploitation : détermination des interactions entre l'activité biologique et les champs d'humidité et de température, *Diplôme de Recherche de l'INSA de Toulouse*, 1997
-  **LANINI S.**, Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordure ménagères, *Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse*, 1998
-  **MC DOUGALL J.R., PYRAH I.C.**, Moisture effects in a biodegradation model for waste refuse, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, vol I, pp 59-66, 1999
-  **MERAZ L.**, Décharge contrôlée et production de biogaz : étude expérimentale et modélisation sur un site industriel et à l'échelle pilote, *Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse*, 1997
-  **MERZ R.C.**, Investigation to determine the quantity and quality of gases produced during refuse decomposition, *University of Southern California to State Water Control Board*, Sacramento, Calinornia, 1964

-  **MERZ R.C., STONE R.**, Special studies of a sanitary landfills, United States Public Health Service, Bureau of Solid Waste management Report EPA-SW 8R6-70, 1968
-  **PIRT S.J.**, Aerobic and anaerobic microbial digestion in waste reclamation, *J. Appl. Chem. Biotechnol.*, vol 28, 1978
-  **REES J.F.**, The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter, *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, pp 161-175, 1980
-  **RIESTER J.E.**, Landfill leachate production and gas generation numerical model, *Ph Dissertation, Old Dominion University*, 1994
-  **STEYER E., HILIGSMANN S., RADU J.P., CHARLIER R., DESTAIN J., DRION R., THONART P.**, A biological pluridisciplinary model to predict municipal landfill life, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, vol I, pp 37-44, 1999
-  **YOUNG A.**, Application of computer modeling to landfill processes, *AEA Tecnology*, Report n° CWM 039/92, , London, 1992

CHAPITRE II

Etude expérimentale sur site

La première partie de notre travail a consisté à une étude sur site visant d'une part à la caractérisation de paramètres propres à la décharge (tels que les perméabilités, les densités, les conductivités thermiques....), et d'autre part à implanter des sondes de température et d'humidité afin de suivre le comportement thermo hydrique d'un casier de déchets pendant son exploitation. Pour cela nous avons repris les compétences techniques déjà acquises par l'IMFT lors de campagnes d'instrumentation réalisées sur un site de la région toulousaine (Lanini (1998); Aguilar Juarez (2000)). Cependant un certain nombre d'améliorations ont été apportées, que ce soit dans la conception des sondes ou dans le système même d'acquisition.

Ce chapitre présente donc l'ensemble de l'instrumentation installée sur le site de la décharge de Vert Le Grand, ainsi que les résultats de l'acquisition des champs de température et d'humidité.

II.1 Présentation du site expérimental.

Le Centre d'Enfouissement Technique (C.E.T.) de Vert Le Grand est situé au sud de la région parisienne, dans le département de l'Essonne (91). Le site dit du « Grand Braseux » se compose d'une dizaine de casiers mitoyens les uns des autres, de profondeur variant de trente à quarante mètres, et comportant chacun des déchets d'âges différents correspondant à leur date d'exploitation (tableau tII.1). Les déchets stockés se composent à 35% d'ordures ménagères et 65% de déchets issus de l'industrie (papiers & textiles, plastiques et caoutchoucs, gravats, bois et déchets verts).

Un plan général du site est présenté dans l'annexe A.

Casier	Date de mise en exploitation	Date de fin d'exploitation	Superficie (ha)
1	Juin 1987	Juillet 1988	2.2
2-2'	Avril 1988	Novembre 1988	2.5
2'-3	Août 1988	Novembre 1989	2
4	Août 1989	Mai 1990	2.4
5	Février 1990	Janvier 1992	2
6	Octobre 1991	Septembre 1992	2.3
6-7	Juin 1992		1.2
Rehausse 1 à 7	Janvier 1993	Septembre 1994	14.6
8	Juin 1994	Novembre 1995	1.4
9	Août 1995	Janvier 1998	2.5

Tableau II.1 : Dates d'exploitation et superficie des casiers du C.E.T. de Vert Le Grand

Le programme de recherche s'inscrit dans un vaste projet qui vise à répondre aux questions et aux problèmes liés à la gestion des C.E.T., à savoir :

- ✓ Contrôler et maîtriser les effluents liquides et gazeux générés pendant la dégradation des déchets.
- ✓ Accélérer les temps de stabilisation des sites pour limiter les risques environnementaux et les coûts de leur gestion.

Afin de répondre à cette attente, plusieurs mesures et travaux ont été entrepris sur le site de Vert Le Grand avec la volonté d'assurer la protection de l'environnement (Aran & al (1999)).

Tout d'abord, l'étude dans son ensemble s'appuie sur la détermination précise des flux entrant et sortant liquides et gazeux. Pour cela, une géomembrane posée sur le fond, contre les parois et à la surface des casiers garantie une étanchéité quasi parfaite du système.

La récupération des lixiviats est assurée par un réseau performant comprenant des puits et des drains de pompage qui acheminent le liquide vers un centre de traitement par osmose inverse directe (Bauchot & al, 1997). Les saumures issus du traitement ainsi qu'une partie des lixiviats pompés sont alors renvoyés sur le site. Un réseau de recirculation permet leur redistribution sur l'ensemble du massif de déchets. Cette recirculation vise en particulier à relancer l'activité biologique par ajout d'humidité au sein des déchets dans la mesure où certaines zones du massif présenteraient un niveau de teneur en eau inférieur aux seuils décrits dans le chapitre I. Ce protocole d'exploitation permettrait, en l'état actuel de la connaissance des phénomènes par l'observation *in situ*, d'augmenter les vitesses de production gazeuse et donc implicitement d'accélérer les temps de stabilisation des sites.

Le biogaz émis lors de la biodégradation est récupéré par un réseau de captage comprenant des drains horizontaux et verticaux répartis sur l'ensemble du site du Grand Braseux. Le biogaz est alors acheminé vers un centre de valorisation énergétique dans lequel des turbines, des chaudières et des transformateurs le convertissent en énergie électrique. L'excédant, conformément à la législation, est brûlé en torchère.

L'annexe A présente un plan schématisant l'ensemble de cette instrumentation

Ce concept de « bioréacteur » est assez nouveau en France. Parallèlement à ce programme de réinjection, il est apparu alors intéressant de mettre en place un programme *R&D* sur la recirculation des lixiviats. Trois grands objectifs se sont dégagés:

- ✓ Mettre en place un réseau de réinjection adapté
- ✓ Trouver la métrologie adaptée pour suivre et analyser les effets de la réinjection sur les différents paramètres physico chimiques
- ✓ Etudier les effets de la réinjection sur les débits et les qualités de biogaz et de lixiviats nouvellement produits

Compte tenu de la pluridisciplinarité de cette étude, bon nombre d'intervenants provenant d'horizons scientifiques différents ont été sollicités. Un comité de pilotage a été créé regroupant entre autres des chimistes, des biologistes, des hydrauliciens et des mécaniciens des fluides. Au sein de ce comité, l'IMFT a été chargé de mesurer les champs thermiques et hydriques dans les déchets. Cette instrumentation avait pour but de suivre le comportement thermo hydrique du massif pendant la recirculation de lixiviat ainsi que d'acquérir une banque de données suffisante pour la validation d'un modèle mathématique traduisant les transferts de masse et de chaleur au sein des déchets ménagers (chapitre III). Signalons cependant que pour des raisons techniques indépendantes de notre étude, la réinjection de lixiviat n'a toujours pas débuté dans la zone expérimentale.

Dans la suite de ce chapitre sont donc présentés le réseau de réinjection *R&D*, l'instrumentation permettant les mesures de température et d'humidité et les résultats obtenus avant réinjection.

II.2 Instrumentation du site.

Avant d'aborder l'instrumentation du site de Vert le Grand en matière de réseau de recirculation de lixiviat et de mesures de champs thermiques et hydriques, nous présentons un état de l'art sur les techniques expérimentales et les sites déjà équipés. Cette étude nous a permis de dimensionner correctement notre équipement et d'améliorer les points défectueux signalés dans les travaux antérieurs.

II.2.1 Etude bibliographique.

A notre connaissance, il n'existe pas ou peu de sites ayant subi une telle instrumentation, que ce soit en matière de réseau de captage, d'analyse et traitement de lixiviat et de biogaz, que de mesures à si grande échelle de température et d'humidité de déchets. En effet, la plupart des travaux répertoriés dans la littérature portent sur des cellules expérimentales où naturellement il est beaucoup plus facile de contrôler le milieu environnant et les matériels utilisés.

Concernant les mesures *in situ* des champs thermiques, nous citerons les travaux réalisés sur le C.E.T. d'Armouville-lès-Mantes dans lequel 6 thermistances ont été implantées à 8 et 14 mètres de profondeur (Baldit & al (1985)). L'auteur signale cependant une importante détérioration du matériel causée par les tassements mécaniques et la corrosion du milieu. De leur côté, Bogner & al (1988) ont établi un « petit » profil thermique de la décharge d'Olinda en Californie, puisque seulement 5 thermistances ont été utilisées sur 2,6 mètres de profondeur de déchets.

Lanini (1998) rapporte dans son étude bibliographique une technique consistant à placer une sonde de température dans des échantillons issus de forages, technique utilisée par Attal & al (1992) en France, Townsend & al (1996) en Californie et Emberton (1986) en Angleterre. Cette méthode présente l'avantage d'obtenir des profils thermiques sur un maillage vertical relativement fin et précis. Cependant, elle est complètement incompatible avec notre étude puisqu'elle nécessiterait la réalisation de forages et par conséquent le percement de la membrane à chaque réalisation.

Les seuls travaux qui nous semblent intéressants sont ceux réalisés par Lanini (1998) et prolongés par Aguilar Juarez (2000) qui, sur un site de la région toulousaine, ont implanté 64 sondes de température dans un casier d'une vingtaine de mètres de profondeur, distribuées suivant un maillage spatial plus ou moins régulier verticalement et horizontalement. Malgré quelques ruptures de sondes occasionnées essentiellement par les compacteurs du site (les sondes ont été installées au fur et à mesure du remplissage du casier), leur résistance dans le temps est semble-t-il satisfaisante.

Peu d'études font référence à des mesures d'humidité au sein des déchets, notamment des mesures réalisées à l'aide de sondes. En Australie, des sondes à neutrons ont été testées par Yuen & al (1997) mais selon lui, ce type de sondes ne peut pas servir à mesurer une humidité absolue mais permet simplement de suivre l'évolution de l'humidité des déchets dans le temps (valeurs relatives). Lanini (1998) utilise des sondes à choc thermique pour estimer des humidités au sein de déchets types dans un réacteur de laboratoire. Enfin, sur le site de Montech (82, France), des profils d'humidité ont été réalisés suite à des forages (Lanini (1998)) mais là encore, cette méthode est incompatible avec notre site expérimental pour les raisons déjà évoquées.

Pour conclure sur les techniques de mesures des champs thermiques et hydriques, seuls les travaux réalisés par Lanini (1998) puis repris par Aguilar Juarez (2000) nous semblent intéressants à développer. Des améliorations sont tout de même à apporter dans la réalisation des sondes pour mieux encore les protéger des contraintes mécaniques et de l'agressivité chimique du milieu. Jusqu'à présent, les mesures d'humidité réalisées sur site réel n'ont quant à elles été que peu concluantes. Nos travaux, s'ils s'avèrent performants, seront au moins sur ce plan là novateurs.

En matière de réseau de réinjection de lixiviat, différentes méthodes plus ou moins efficaces et performantes sont utilisées suivant les objectifs fixés et la législation locale. L'aspersion par des « sprinklers » est une technique qui présente l'avantage de pouvoir facilement déplacer les asperseurs d'un casier à un autre (Watson (1987)). Cependant, l'évaporation est importante et les lixiviats peuvent être dispersés par le vent et générer de ce fait de graves problèmes sanitaires. De toute façon, si une membrane est posée en surface de casier, cette technique ne peut naturellement pas fonctionner. Une variante de la méthode précédente consiste à déverser les lixiviats en surface à l'aide de tuyaux mais pour les mêmes raisons, cette technique ne peut être appliquée au C.E.T. de Vert Le Grand. Certains ont testé des bassins de réinfiltration implantés sur les couvertures mais sans succès. En effet, dans ce cas, l'humidification des déchets n'est pas homogène sauf si on multiplie ces bassins. De plus, ce type de système présente l'inconvénient de récupérer les

eaux de pluie et donc d'augmenter en saisons humides les volumes réinjectés sans pour autant traiter plus de lixiviat (Townsend & al (1996)).

Sur le site de Montech (82, France), 5 puits verticaux de réinjection allant jusqu'à 10 mètres de profondeur ont été utilisés. Les résultats obtenus semblent indiquer que cette technique aboutit à une mauvaise répartition des lixiviats dans le massif de déchets (Pouech & al (1999)). C'est ce que mentionne également Mc Creanor (1998) dans une revue bibliographique consacrée aux systèmes de réinjection. Des problèmes de cisaillement de puits peuvent également être observés dans le cas de forts tassements.

Puisque la répartition spatiale des lixiviats à partir d'une réinjection verticale ne semble pas satisfaisante, l'utilisation de brins horizontaux semble être une solution pour garantir une humidification mieux distribuée sur l'ensemble des déchets. C'est cette technique que nous allons développer qui a été utilisée sur le site de Vert Le Grand.

II.2.2 Le réseau de réinjection implanté sur le site de Vert Le Grand.

Le réseau de réinjection installé à la surface du casier n° 7 (cf annexe A) a été conçu par le CEMAGREF d'Anthony, suite à une étude de faisabilité réalisée par la société FAIRTEC (1997). Il se compose d'une série de brins horizontaux en PEHD (110 mm ϕ) percés de trous de 10 mm de diamètres. Les tubes ont été enterrés dans des tranchées de 1m de profondeur et 70 cm de large. Afin d'éviter des phénomènes de colmatage, ces tranchées ont été remplies de cailloux et de graviers de gros calibre. Les tubes réalisant la réinjection sont bouchés en leur extrémité par un clapet étanche. Les pentes ainsi que les distances entre chaque trou sur chacun des brins sont différentes afin d'estimer l'influence de ces deux facteurs.

Il existe deux points d'arrivée du lixiviat sur le réseau de réinjection avec un dimensionnement maximum autorisant un débit de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ pour chacun.

✓ Sur le premier point de diffusion, trois brins de réinjection indépendants et longs de 58m, 49m, 38m ont été installés. Les pentes sont respectivement de 5%, 6% et 7% et les distances entre chaque trou sont de 1,5m, 2m et 2,5m.

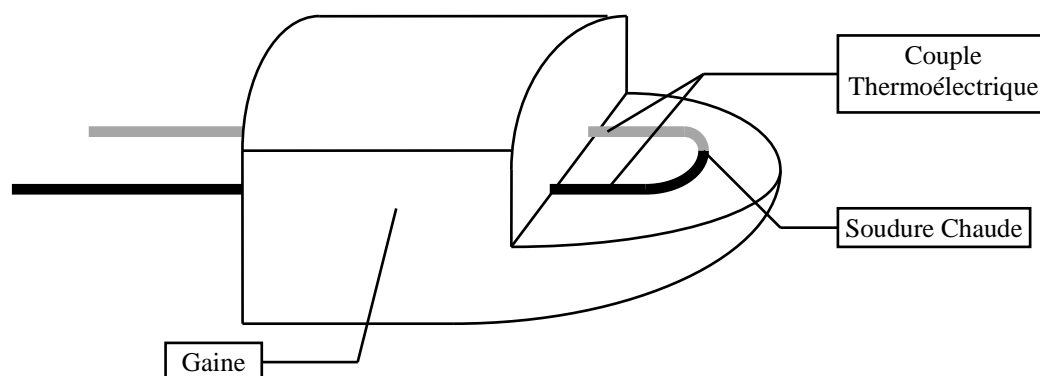
✓ Le second point de diffusion alimente une boucle de 181m de long percée tous les mètres avec une pente comprise entre +3% et -3%.

Des points de mesures de pression et de hauteurs de niveaux de lixiviat dans chaque brin ont été prévus. Des mesures de température sont également réalisées. L'ensemble des données collectées vise au final à déterminer le meilleur protocole expérimental de réinjection dans un casier de déchets en fonction des diamètres des tubes, des pentes d'inclinaison, des distances entre les trous de perforation et des débits injectés. L'acquisition des données est automatique et le contrôle peut être opéré à distance par liaison modem. Malheureusement, des problèmes de gestion de site ont retardé de façon conséquente la campagne de réinjection et actuellement, nous disposons de trop peu de données pour pouvoir les analyser et les discuter. Nous ne présenterons donc pas ici les résultats expérimentaux liées à la réinjection de lixiviat.

Un schéma du réseau de réinjection de lixiviat est présenté dans l'annexe A.

II.2.3 Mesure des champs de température

Etant donné les résultats satisfaisants obtenus lors des précédentes études menées par l'IMFT, nous avons réutilisé des thermocouples pour mesurer les champs de température dans les déchets. Nous rappelons qu'un thermocouple est constitué de deux fils métalliques de natures différentes, soudés pour réaliser une jonction chaude. Si l'on chauffe celle ci, on génère alors une force électromotrice (fem) qui permet de mesurer par étalonnage la température.



Matériel

Les mesures de température sont réalisées par des thermocouples de différentes natures:

- ✓ Thermocouples type T (Cuivre / Constantan) (Sensibilité moyenne : 51 microvolts/°C; domaine d'application : -200 à +350°C)
- ✓ Thermocouples type K (Chromel / Alumel) (Sensibilité moyenne : 41 microvolts/°C; domaine d'application : -200 à +1000°C)

Nous utilisons des thermocouples de natures différentes en raison de contraintes techniques. En effet, les thermocouples de « type K » sont matériellement conçus pour servir à la fabrication de sondes à choc thermique, sondes servant à la mesure des champs d'humidité (paragraphe II.2.4.1.b).

Etalonnage

Ce sont des centrales d'acquisition qui réalisent la conversion Tension - Température (avec compensation de soudure froide).

Erreur de la mesure

Type T et K : ± 1 °C (données techniques)

Protocole de mise en place des sondes dans les puits

Les sondes de mesure ont été implantées dans des puits de déchets numérotés de 101 à 114 sur le plan de l'annexe A. Chaque puits est équipé de 6 sondes positionnées à 6 profondeurs différentes (proche des cotes de -3m, -5m, -7m, -10m, -20m, et -30m par rapport à la surface du terrain).

Lors de leur mise en place, chaque sonde était placée dans un « panier à déchets » servant de lest pour descendre la sonde à la cote désirée. Chaque panier était fabriqué à l'aide de grillage rempli de déchets extraits du forage. Ce protocole nous a permis de contrôler la nature des déchets en contact avec la sonde. Une fois le « panier à déchets » positionné dans le puits, un chargeur rebouchait le forage jusqu'à la cote de la sonde suivante. Enfin, les câbles d'alimentation des sondes émergeant des puits ont été canalisés en surface par des têtes de puits en P.E.H.D. La figure fII.1 décrit l'agencement final du matériel après la mise en place de la tête de puits.

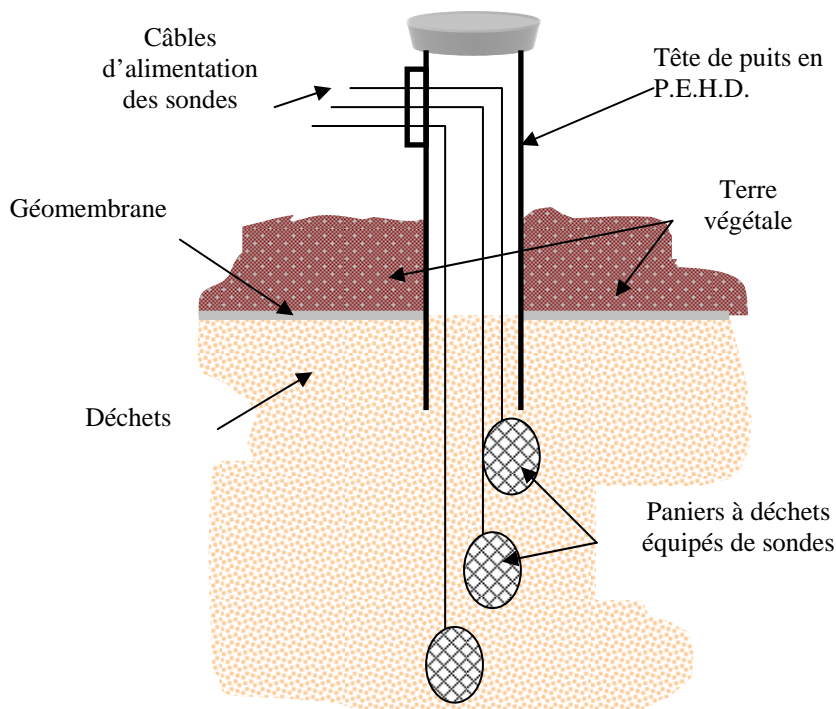


Figure II.1 : Positionnement du matériel après la mise en place des têtes de puits

Un récapitulatif de l'ensemble des côtes des sondes installées est présenté dans l'annexe B. Ces cotes correspondent à des valeurs relevées au moment de leur implantation dans les puits. Or depuis, des tassements conséquents ont été observés sur le site notamment à la base des têtes de puits (les taux de compactage des déchets au moment du rebouchage des puits n'avaient pas pu être contrôlés). Cependant, selon nos observations, les sondes n'auraient pas été entraînées par les tassements ce qui signifie donc que les valeurs des côtes initiales sont toujours valables.

Dérive dans le temps

Pour résister aux contraintes mécaniques, les câbles des thermocouples sont placés dans des gaines en plastique semi rigides, de type « tuyaux d'arrosage » (en Poly Ethylène Haute Densité : PEHD).

Les thermocouples de « type T » sont protégés pour résister aux agressions chimiques et mécaniques du milieu. Les thermocouples de « type K » sont protégés de la corrosion par une couche de résine chargée en Aluminium.

Sur le site de Vert Le Grand, au bout de 3 ans de mise en place, nous déplorons 13% de perte (84 thermocouples ont été installés).

II.2.4 Mesure des champs d'humidité.

Nous avons vu dans le chapitre I que l'humidité s'avère être le facteur le plus important dans le conditionnement de la production de biogaz. Localiser les zones dans lesquelles la teneur en eau est insuffisante pour dégrader la matière organique et produire du biogaz est essentiel pour installer et dimensionner un réseau de réinjection performant. A l'heure actuelle, il existe différentes méthodes, directes ou indirectes, de mesure de

l'humidité dans un casier de déchets ménagers. Nous présentons ici une liste comparative non exhaustive de ces méthodes de mesures.

II.2.4.1 Etat de l'art sur les mesures d'humidité dans les déchets

II.2.4.1.a Mesure par gravimétrie

Après prélèvement d'échantillons sur site, les déchets sont pesés puis séchés généralement dans une étuve. La teneur en eau pondérale de l'échantillon est alors facilement déterminée par différence entre sa masse initiale humide et sa masse finale sèche.

$$\omega' = \frac{M_w}{M_s + M_w} = \frac{M_t - M_s}{M_s + M_w}$$

M_w : Masse d'eau (Kg)

M_t : Masse totale initiale (Kg)

M_s : Masse sèche finale (Kg)

La mesure de l'humidité est directe, simple et de fiabilité satisfaisante si les échantillons sont parfaitement étanchéisés. Cependant, cette méthode présente un inconvénient majeur : le prélèvement *in situ* d'échantillons nécessite la réalisation de forages. Or le site est généralement recouvert par une géomembrane pour assurer l'étanchéité du casier : il va de soi qu'il vaut mieux éviter de la percer, tant sur un plan technique que financier.

II.2.4.1.b Mesure par sondes à choc thermique

Conception

La sonde à choc thermique est constituée d'un cylindre métallique chauffant de faible diamètre par rapport à sa longueur, et d'un thermocouple, l'ensemble étant soudé par une brasure à l'argent.

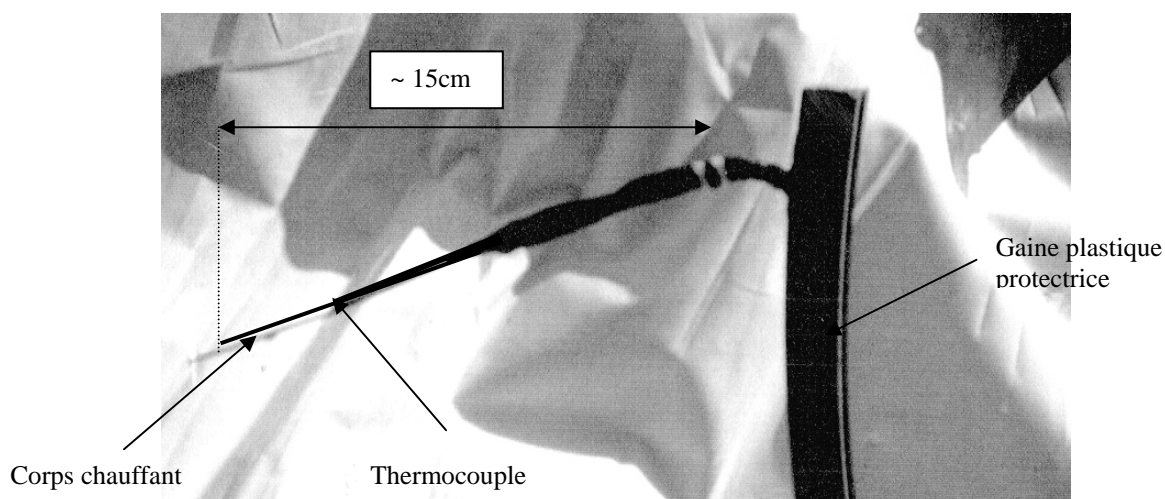


Figure II.2 : Sonde à choc thermique

Principe

L'élément chauffant sur lequel est soudé le thermocouple dissipe un flux de chaleur dans le milieu étudié. On suit alors l'évolution de la température du point de contact sonde-milieu selon la loi :

$$T(t) = \frac{P}{4\pi\lambda^*} \left[\ln \left(\frac{4a^*t}{R^2} \right) - \gamma + \frac{2}{B_i} \right] + T_0 \quad (\text{II},1)$$

T :	température du milieu (°K)	$P = r.I^2$:	puissance électrique dissipée par unité de longueur (W.m^{-1}), avec r résistance électrique linéaire de l'élément chauffant ($\Omega.\text{m}^{-1}$) et I intensité imposée (A)
t :	temps (s)		
γ :	constante d'Euler		
R :	diamètre de l'élément chauffant (m)		
a^*, λ^* :	diffusivité ($\text{m}^2.\text{s}^{-1}$) et conductivité thermique ($\text{W.m}^{-1}.\text{°K}^{-1}$) équivalentes du milieu	B_i :	nombre de Biot qui caractérise la qualité du contact sonde milieu.

Cette loi résulte de calculs théoriques décrits par Carslaw & Jaeger (1959). Elle traduit par son caractère asymptotique (temps longs de chauffage) la dépendance unique de la température avec les caractéristiques physiques à déterminer. Le suivi de l'évolution de la température permet donc de déterminer de façon théorique la conductivité thermique λ^* du milieu étudié. Pour un milieu poreux, la conductivité thermique varie en fonction de sa teneur en eau selon une loi que l'on peut déterminer expérimentalement (POUYAUD & al (1971); FOURES & al (1980); ZARCONI & al (1982)).

Le choix de la puissance électrique est essentiel dans la détermination de la conductivité thermique λ^* . En effet, si le milieu est trop chauffé, des phénomènes d'évaporation peuvent apparaître autour de la sonde. La mesure de λ^* serait alors faussée. Afin d'éviter cette génération de convection thermique, les mesures de choc thermique sont réalisées de manière à provoquer une augmentation de 4-5°C du milieu sur deux minutes de temps de chauffe.

Etalonnage

L'étalonnage des sondes à choc thermique a été réalisé à l'IMFT à l'aide de déchets provenant de différents forages à différentes profondeurs de la décharge de Vert Le Grand. Ceci nous a permis de vérifier si la qualité des déchets (âge, nature) pouvait influencer les mesures des différents paramètres physiques. Les courbes montrent une sensibilité significative à la qualité des déchets : à humidité identique, des déchets "jeunes" (en surface) semblent être plus conducteurs que des déchets plus "anciens" (couches de profondeur), donc plus dégradés (courbes de la figure fII.3). Nous expliquons cette différence par le fait que lorsque le déchet se dégrade, l'espace initialement occupé par la matrice solide est remplacé par du biogaz. Or le biogaz est sur un plan thermique plus isolant que le substrat initial. Dans le chapitre II consacré à la modélisation, nous présentons une série de modèles mathématiques et géométriques permettant de déterminer des conductivités thermiques de milieux poreux.

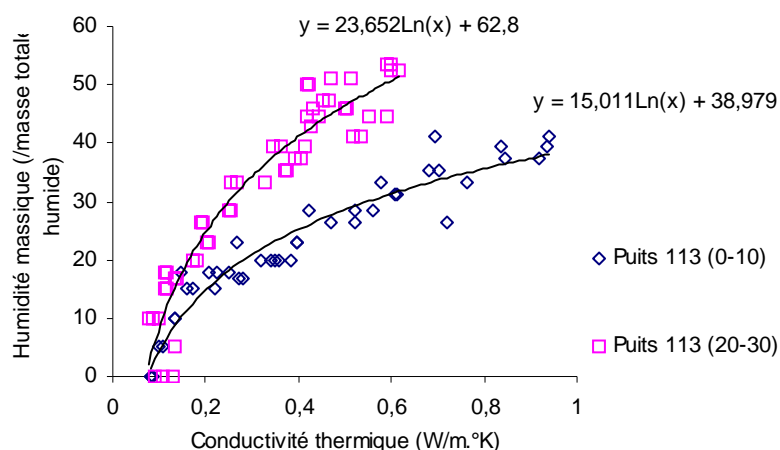


Figure II.3 : Exemple de courbe d'étalonnage de sonde à choc thermique réalisée à partir de déchets provenant du puits N°113 ((0-10) déchets de surface entre 0 et 10m de profondeur ; (20-30) déchets de profondeur entre 20 et 30 m de profondeur)

Erreur de la mesure

Après un calcul d'erreur et d'incertitude établis à partir des caractéristiques techniques du matériel utilisé, l'erreur sur la mesure de l'humidité par sondes à choc thermique est estimée à $\pm 7 \%$.

II.2.4.1.c Mesure par sonde T.D.R.

Principe

Le principe de la détermination de l'humidité par une sonde T.D.R. (Time Domain Reflectometry) est basée sur la mesure de la vitesse de propagation d'une onde électromagnétique dans un milieu le long d'un guide d'onde. On détermine ainsi la constante diélectrique du milieu qui dépend en particulier de la teneur en eau de ce milieu.

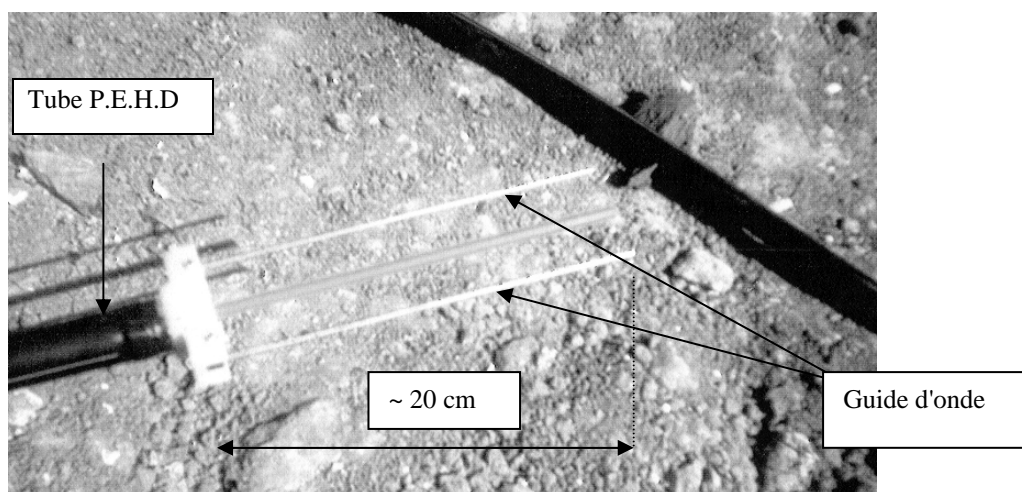


Figure II.4 : Sonde TDR

Etalonnage

L'étalonnage des sondes a été réalisé à l'IMFT suivant la même méthodologie que pour les sondes à choc thermique. Un étalonnage supplémentaire a été réalisé dans du sable (milieu à priori connu et contrôlé) avec de l'eau puis du lixiviat pour appréhender la sensibilité de ces sondes à la nature du liquide : les graphes de la figure fII.5 montrent finalement la faible influence de ce facteur (cette faible sensibilité à la nature du liquide avait également été vérifiée pour les sondes à choc thermique).

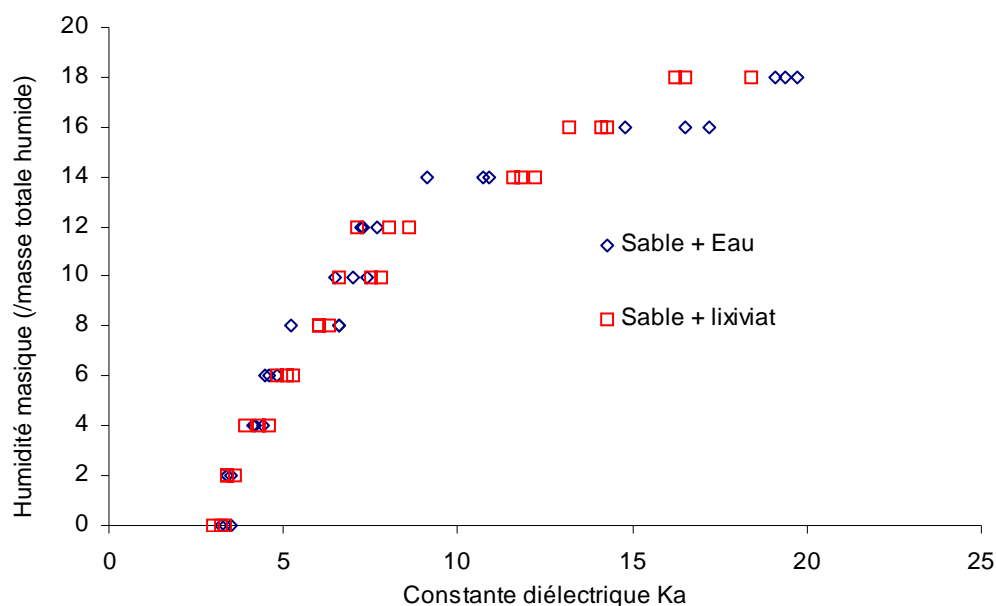


Figure II.5 : Etalonnage de la sonde TDR dans du sable avec de l'eau et avec du lixiviat de décharge

D'autre part, contrairement aux sondes à choc thermique, la qualité des déchets utilisés (déchets de surface et déchets de profondeur) semble jouer un rôle moindre dans la détermination de l'humidité (figure fII.6).

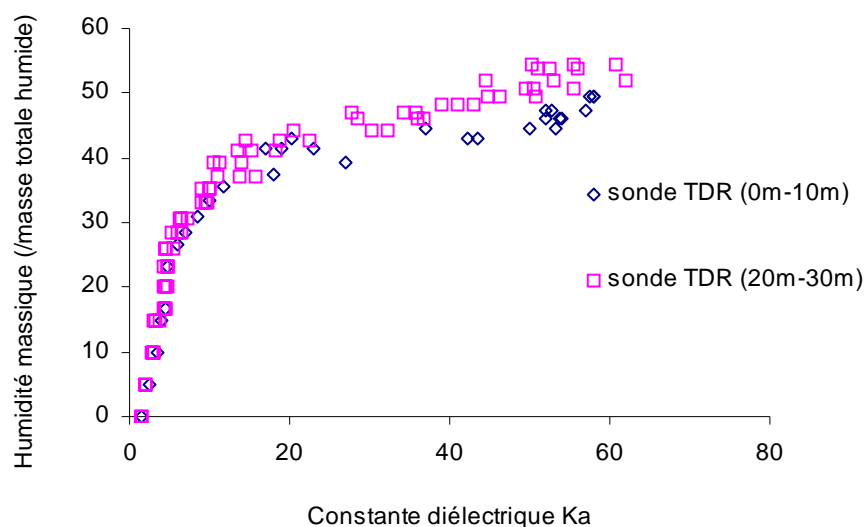


Figure II.6 : Etalonnage de la sonde TDR dans des déchets provenant de la décharge de Vert Le Grand ((0-10m) déchets de surface entre 0 et 10m de profondeur ; (20-30m) déchets de profondeur entre 20 et 30m de profondeur)

Erreur de la mesure

Le constructeur donne une précision de 2% sur la mesure de l'humidité de certains sols.

II.2.4.1.d Mesure par sondes à neutron.

Principe

La mesure neutronique de la teneur en eau repose sur les propriétés de réflexion que possèdent les molécules d'eau à l'égard d'un flux de neutrons, propriétés dues à la similarité de la masse de l'atome d'hydrogène et de la masse du neutron.

Appareillage

Les deux parties essentielles d'une sonde à neutrons, isolées l'une de l'autre, sont l'émetteur et le détecteur de neutrons que l'on introduit dans les déchets par un tube d'accès installé soit pendant le remplissage du casier soit après un forage de faible diamètre (80 mm environ) si le casier est déjà rempli.

Un câble transmet les impulsions électriques émises par le détecteur à un compteur, le blindage servant à neutraliser la source radioactive lors de son transport.

Mesure

Des neutrons rapides (environ 1 600 km/s) sont émis par la source dans toutes les directions. Ils se heurtent alors aux noyaux des divers atomes qui se trouvent sur leur trajectoire et voient ainsi leur énergie cinétique et leur vitesse diminuer progressivement. Ce processus, dit de thermalisation, conduit à la transformation par chocs successifs des neutrons rapides en neutrons lents (environ 3 km/s). Le coefficient de ralentissement varie fortement d'une espèce chimique à l'autre et atteint son maximum pour des collisions avec des particules de masse voisine de celle du neutron. Or, parmi les divers éléments que l'on trouve dans les déchets, ce sont les atomes d'hydrogène qui possèdent le noyau dont la masse est la plus proche de celle du neutron.

Dans le cas des déchets (concentrations suffisantes en atomes d'hydrogène), le ralentissement des neutrons émis par la source se produit alors qu'ils se trouvent encore à proximité de celle-ci. Les neutrons ralentis par collisions successives se propagent dans des directions aléatoires, si bien qu'il se forme un nuage neutronique dont la densité est plus ou moins constante. Une partie de ces neutrons, dans une proportion dépendant de la concentration en atomes d'hydrogène, sont renvoyés en direction du détecteur.

Le détecteur est constitué d'une cellule contenant un gaz possédant la propriété d'absorber les neutrons ralentis en émettant une particule alpha, qui crée une impulsion

électrique sur un fil chargé. Le nombre d'impulsions pendant un intervalle de temps est enregistré par un compteur.

Etalonnage

La conversion de cette valeur en une teneur en eau s'effectue par le biais d'une courbe d'étalonnage.

Pour chaque site de mesure, il est nécessaire de déterminer une courbe d'étalonnage qui peut prendre la forme d'une relation entre le nombre d'impulsions enregistrées par minute (comptage par minute, CPM) et la teneur en eau.

La courbe CPM est cependant de plus en plus délaissée au profit d'une courbe dite ratio, qui substitue à la valeur de CPM le rapport entre les nombres de neutrons réfléchis par le déchet et par une substance de référence, en général le blindage de la sonde. Cette seconde relation présente l'avantage d'éliminer l'influence de certaines variations inhérentes au fonctionnement de l'appareil (instabilité de l'électronique par exemple).

L'étalonnage se fait généralement dans un milieu de type sable + eau auquel sont rajoutés des composants d'ordures ménagères (bois, plastique, lixiviats ...).

Législation / Autorisation

En France, l'utilisation d'une sonde à neutrons nécessite l'obtention d'une autorisation par le CIREA (Commission Interministérielle des Radio Eléments Artificiels) car la source est constituée d'un mélange d'éléments radioactifs.

Deux cas de figure se présentent :

- ✓ c'est l'exploitant qui réalise les mesures ; il lui est alors nécessaire d'obtenir une autorisation de la part du CIREA.
- ✓ l'exploitant peut passer par un organisme habilité à réaliser de tels types de mesures tel que le CEA (Commissariat à l'Energie Atomique).

Avantages / Inconvénients

Avantages	Inconvénients
Mesures rapides Mesures répétées sur un site Méthode non destructive Pas de problème d'agressivité du milieu Rayon d'action relativement important (15 à 70 cm)	Matériel onéreux devant être manipulé avec précaution Législation stricte Etalonnage à réaliser à partir du milieu d'étude (forte influence de certains constituants) Forage de faible diamètre (80 mm) si casier déjà rempli

II.2.4.2 Mesures des champs d'humidité sur le site de Vert Le Grand

Suite à cette étude sur les techniques de mesure de l'humidité dans les déchets, les méthodes par sondes à choc thermique nous ont semblé les plus adaptées et les moins onéreuses. D'autre part, les forages réalisés pour la mise en place des sondes nous ont également permis d'établir des profils hydriques par séchage d'échantillons. Enfin, sur le puits N°108, 6 sondes TDR ont également été implantées aux mêmes cotes que 6 sondes à choc thermique afin de comparer les valeurs données par deux méthodes différentes.

Protocole de mise en place des sondes dans les puits

Le principe est identique à celui utilisé pour la mise en place des thermocouples, à savoir que les sondes ont été placées dans des « paniers à déchets » puis descendues dans des puits aux cotes souhaitées. Le rebouchage est réalisé par un chargeur, ce qui ne nous a

pas permis de contrôler les taux de compactage. Au total, 54 sondes à choc thermique et 6 sondes TDR ont été implantées (le puits 108 ayant subi une double instrumentation) à 6 profondeurs différentes. Les puits instrumentés pour mesurer les humidités sont les puits 102, 103, 106, 107, 108, 109, 110, 111, et 114, les cotes exactes étant mentionnées en annexe B.

Dérive de la mesure

Contre la corrosion, les sondes à choc thermique sont enduites d'une résine à base de poudre d'Aluminium.

Les sondes T.D.R. étant des sondes industrielles, nous n'avons pas cherché à les protéger davantage de l'agression chimique du milieu. De toute façon, elles nous semblaient à la base suffisamment résistantes pour être implantées à nu dans le déchet et résister à la fois à la corrosion ainsi qu'aux contraintes mécaniques.

Enfin, tout comme pour les capteurs de température, les câbles d'alimentation de chaque type de sondes ont été placés dans des tubes en P.E.H.D. pour résister aux tassements.

Sur le site de Vert Le Grand, au bout de 3 ans de mise en place, nous déplorons 40% de pertes de sondes à choc (54 sondes ont été installées). La majeure partie de ces pertes est localisée dans des zones proches de la surface du massif où des tassements significatifs ont été observés. En effet, compte tenu des faibles diamètres des résistances chauffantes, les sondes à choc sont relativement fragiles aux tractions et cisaillements des déchets.

Concernant les sondes TDR, sur les 6 sondes initialement installées, à ce jour, seulement 3 sont encore opérationnelles.

II.2.5 Le système d'acquisition

Toutes les sondes sont connectées à des centrales d'acquisition type SR MINI (9 au total) elles mêmes commandées par un ordinateur de type PC nommé « VECTRA » situé dans le bungalow *R&D* (plan annexe A). Avant la mise en place de ces câbles d'alimentation et de connexion, un dimensionnement du réseau électrique s'est avéré nécessaire pour palier des problèmes de chutes de tension ou de pertes d'informations analogiques occasionnées par les longues distances séparant les sondes, les centrales et le PC. Nous signalerons simplement qu'au total, 25 km de câbles uniquement consacrés aux acquisitions des champs thermiques et hydriques ont été implantés dans les déchets.

La programmation des centrales d'acquisition a été réalisée à l'IMFT à l'aide du logiciel TESTPOINT[®]. Nous avons en particulier dû gérer une alimentation séquentielle des résistances des sondes à choc thermique. Nous avons pour cela utilisé un multiplexeur électronique également commandé par l'ordinateur « VECTRA » qui ferme simultanément le circuit d'alimentation de la sonde et du thermocouple qui lui est associé. L'annexe C propose un organigramme du programme d'acquisition réalisé ainsi que 2 exemples de fenêtres d'acquisition de champs thermiques et hydriques dans lesquelles l'utilisateur peut à souhait modifier les fréquences d'acquisition, les fichiers de stockage et de lecture de données, les temps de chauffe des sondes.....

L'ensemble de l'acquisition est entièrement automatisée et les données sont stockées sur le PC « VECTRA ». Toutefois, le contrôle de l'acquisition et le traitement des données peuvent être réalisés à distance grâce au logiciel PC ANYWHERE[®] par liaison modem. Il est en effet possible de lancer une acquisition soit directement sur l'ordinateur « VECTRA » depuis le site, soit depuis n'importe quel ordinateur équipé d'un modem et du logiciel PC ANYWHERE[®].

La figure fII.7 synthétise le réseau d'acquisition implanté sur le site.

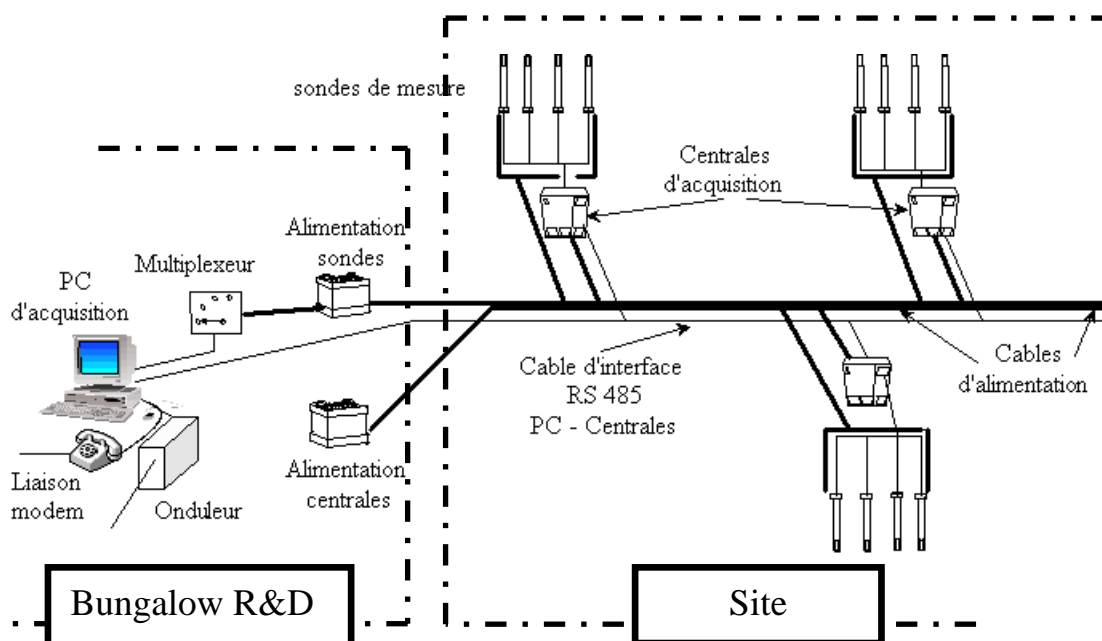


Figure II.7 : Schématisation du réseau d'acquisition de l'IMFT

II.3 Résultats de l'acquisition.

Quelques essais de réinjection ont été réalisés par le CEMAGREF afin de tester le réseau de distribution. Les résultats obtenus ne permettent pas une interprétation conséquente des effets. La réinjection devrait cependant débuter très prochainement sur le casier expérimental N° 7. Ses effets pourront alors être estimés et analysés :

- ✓ sur les champs thermiques et hydriques grâce à notre instrumentation
- ✓ sur les qualités et quantités de biogaz et lixiviats nouvellement générés grâce à l'ensemble des matériels installés par les autres intervenants du programme *R&D*.

Les résultats présentés dans ce manuscrit correspondent donc à une sorte « d'état zéro » du site avant la recirculation de lixiviat.

D'autre part, nous verrons que l'acquisition qui devait être réalisée en continue, a subi quelques interruptions intempestives occasionnées pour la plupart par des coupures électriques. En effet, le bungalow *R&D* dans lequel était installé l'ensemble du système de contrôle et d'alimentation de l'acquisition (PC « VECTRA », alimentations des centrales et des sondes) était alimenté par le centre de valorisation de biogaz. Malheureusement, son mauvais dimensionnement électrique engendrait des surtensions sur le réseau du bungalow qui provoquaient de fréquentes coupures d'électricité. Trois mois d'intervention (du 1er mai 1999 au 25 août 1999) ont été nécessaires pour réparer l'alimentation générale et relancer convenablement l'acquisition.

II.3.1 Champs thermiques.

Au total donc, 84 sondes de températures réparties sur 14 puits *R&D* ont été implantées à 6 profondeurs différentes proche des cotes de -3m, -5m, -7m, -10m, -20m, et -30m par rapport à la surface du terrain. A l'heure actuelle nous déplorons 13% de pertes sur l'ensemble des sondes. Parmi ces pertes, 6 sondes localisées dans le même puits ont été détruites par un incendie de décharge.

Les analyses et les détails des comportements thermiques propres à chaque puits sont présentés en annexe B. Dans ce paragraphe, nous analysons simplement, sur la base de profils et d'un thermogramme types relevés sur le site, le comportement thermique d'un casier de déchets du C.E.T. de Vert Le Grand (courbes de la figure II.8).

Deux choses sont marquantes dans ces résultats. Tout d'abord la stabilité du système. Il n'y a effectivement pratiquement pas de modification du niveau thermique du massif entre une période hivernale et une période estivale. En effet, la faible valeur des

conductivités thermiques des déchets leur confère un caractère plutôt isolant. Ainsi, les transferts et les échanges avec le milieu environnant sont peu importants, les pertes thermiques étant compensées par la faible production de chaleur de la phase anaérobie.

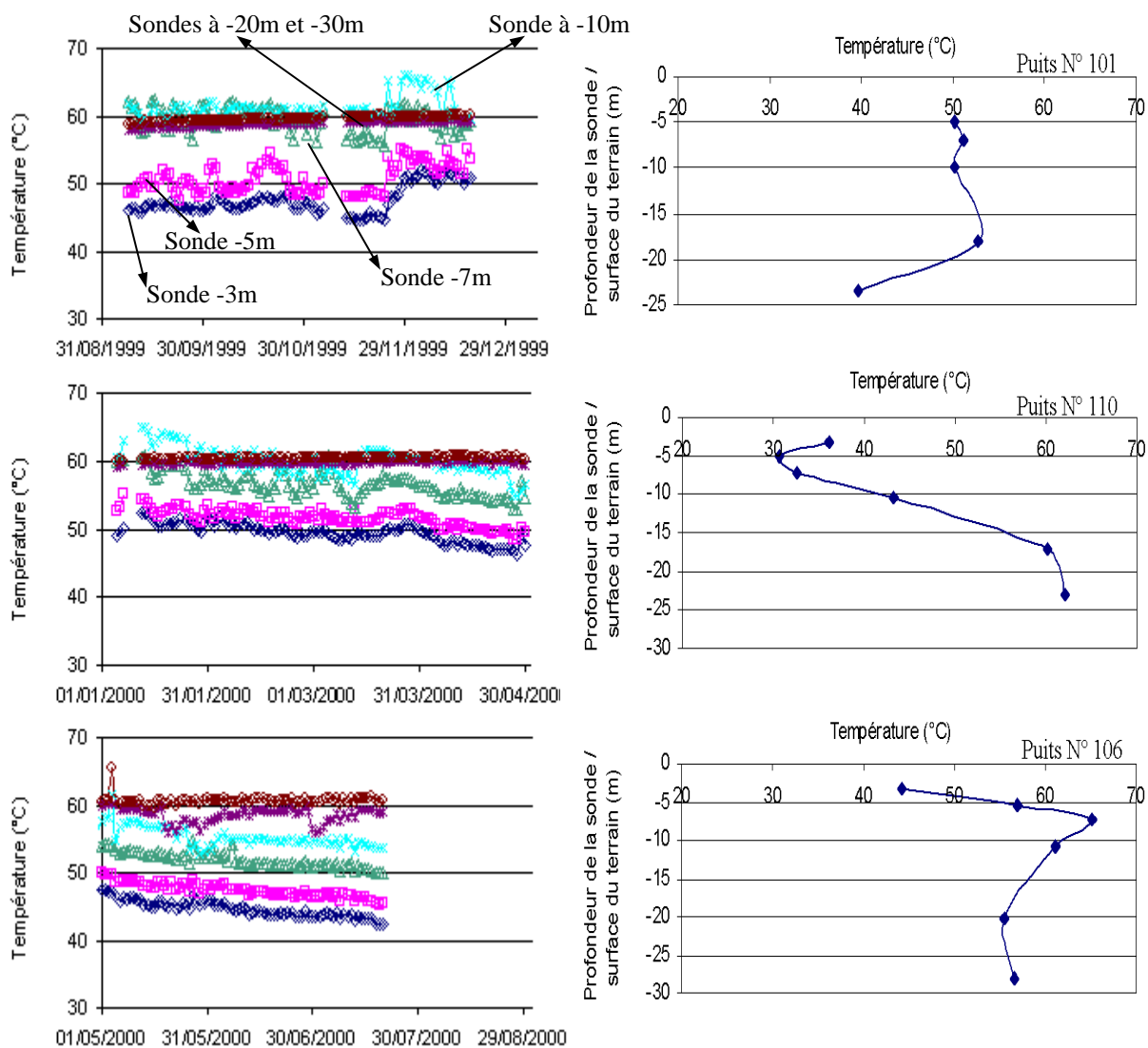


Figure II.8 : Exemple de thermogramme (puits N° 111) et profils thermiques (novembre 1999) observés sur le site de Vert Le Grand

Nous constatons également que les profils thermiques se caractérisent par des cœurs de casiers relativement chauds (les températures avoisinent les 65°C, voire plus) et des températures de parois plus faibles liées à la température extérieure et à la température du sol en fond de casier. Ces profils ressemblent fortement à ceux observés sur d'autres sites ou obtenus par simulations numériques ou expérimentales (Houi & al (1997), Yoshida & al (1997), Aguilar Juarez (2000)) ce qui semblerait indiquer que finalement chaque décharge n'est pas un cas unique. De plus, leur allure correspond à celle observée en fin de remplissage d'un casier de déchets ménagers. Ceci signifie donc que cette phase d'exploitation est essentielle dans l'établissement des champs thermiques d'un C.E.T. (Lanini, 1998).

Si la majorité des puits de mesures de température se caractérisent par leur stabilité, d'autres au contraire subissent de vertigineuses et spectaculaires chutes de température avant de retrouver tout aussi rapidement des niveaux thermiques normaux (ce qui est par exemple le cas du puits N°104 – figure fII.9). Ces fluctuations ne peuvent assurément pas être causées par des phénomènes « naturels » de la dégradation des déchets. Nous nous sommes finalement rendus compte que ces baisses de température correspondaient parfaitement avec des jours de précipitations sur le site, ce qui laissait présager des infiltrations d'eau à la base de ces puits. Une expertise *in situ* n'a fait que confirmer nos intuitions, à savoir que l'étanchéité entre la membrane et la tête de puits n'était plus assurée. Cette rupture d'étanchéité est en particulier causée par les nombreux tassements observés, notamment au niveau des forages des puits (le compactage n'avait pas pu être réalisé au moment de leur rebouchage). L'eau des précipitations pouvait donc facilement s'infiltrer et, par le biais de chemins préférentiels eux aussi causés par les forages, atteindre rapidement les sondes situées dans les profondeurs du massif. D'un autre côté, de la même façon que l'eau de pluie, de l'air peut également pénétrer dans le massif de déchets, surtout si celui-ci est mis en dépression par le système de pompage du biogaz. Dans ce cas, de façon quasiment spontanée, une phase de dégradation aérobie est relancée qui se caractérise par son fort potentiel exothermique. Les remontées en température sont alors immédiates. Ces remontées peuvent parfois même atteindre des niveaux thermiques si

élevés que des incendies peuvent se déclencher sur les sites. C'est du reste le scénario qui s'est produit dans le puits N°113. En janvier 2000, l'analyse de gaz émanant de ce puits a permis de déceler de fortes concentrations en monoxyde de carbone, gaz révélateur d'une combustion. Par ailleurs nos 6 sondes de mesure ont été détruites.

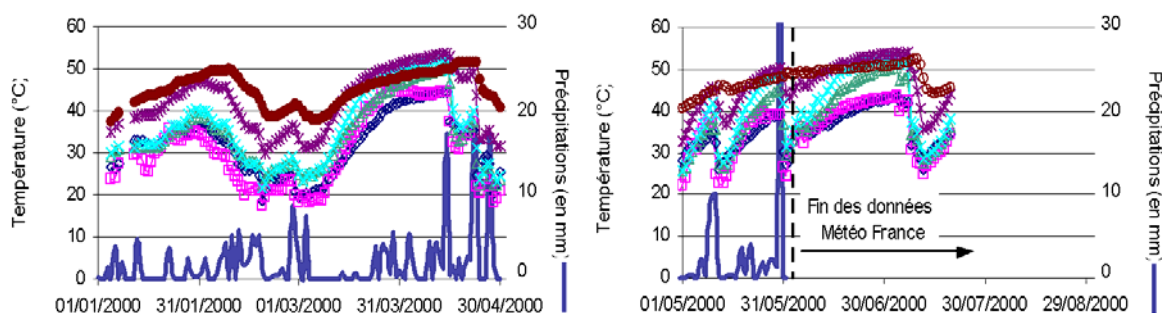


Figure II.9 :Thermogramme du puits 104. Effets des infiltrations des précipitations sur les champs thermiques des déchets.

II.3.2 Champs hydriques

Nous rappelons que les mesures d'humidité ont été réalisées par des sondes à choc thermique. Cependant, au moment de leur implantation, des prélèvement d'échantillons ont été effectués ce qui nous a permis d'établir des profils hydriques par gravimétrie. De plus , 6 sondes T.D.R. ont également été implantées en parallèle dans le puits 108 de manière à pouvoir effectuer une première comparaison entre deux types de sondes différentes.

II.3.2.1 Mesure par sondes à choc thermique

54 sondes à choc thermiques ont donc été installées dans le massif de déchets à différentes profondeurs. Nous présentons dans ce paragraphe des exemples d'hydrogrammes et de profils d'humidité relevés sur le site. Le lecteur pourra consulter l'annexe B dans laquelle les résultats des acquisitions propre à chaque puits sont présentés et analysés.

Les profils hydriques observés sur la décharge de Vert Le Grand montrent que les zones supérieures des casiers se situent à des teneurs en humidité relativement faibles, parfois insuffisantes pour déclencher tout processus de dégradation biochimique. En effet, si nous nous référons à des premières expériences menées au laboratoire de biochimie de l'INSA de Toulouse ainsi qu'à des données trouvées dans la littérature (Riester (1994), Gurijala & al (1993)...), il existe un taux d'humidité minimum, de l'ordre de 35% par rapport à la masse totale humide des déchets, sous lequel la production de biogaz est quasiment nulle. Ainsi, dans ces zones, la réinjection d'un liquide (du lixiviat par exemple) semble être une méthode judicieuse pour relancer l'activité microbienne.

En revanche, les zones situées en fond de casier qui se trouvent à des teneurs en eau importantes laissent présager une production de biogaz optimale (graphes de la figure fII.10)

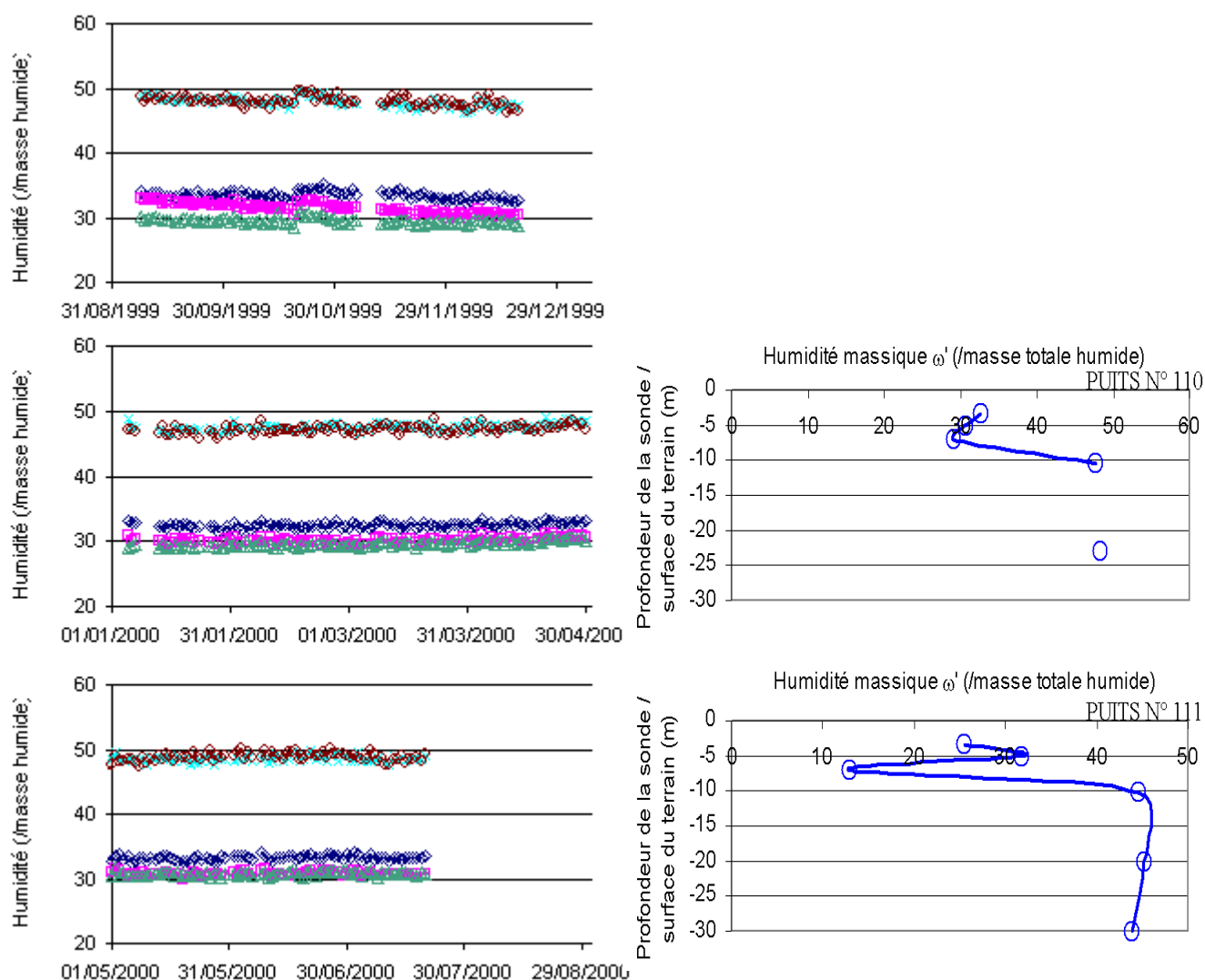


Figure II.10 : Exemple d'hydrogramme (puits N° 110) et profils hydriques (novembre 1999) observés sur le site de Vert Le Grand

D'autre part, si la tendance générale des profils semble être la même, notons tout de même qu'il apparaît par endroit quelques points singuliers (assèchement brutal notamment). Ces singularités peuvent être expliquées soit par des hétérogénéités locales des déchets, soit, plus vraisemblablement, par des tassements. En effet, ces mouvements de terrain engendrent des déplacements de déchets autour de la sonde et peuvent modifier

défavorablement le contact sonde-milieu. Dans ce dernier cas, nous ne mesurons plus la conductivité thermique des déchets mais celle d'un modèle bicouche constitué par une phase gazeuse autour de la sonde et le milieu poreux. Ces hypothèses sont à corrélérer avec les observations menées sur site qui mettent en évidence des tassements de terrains de près de 1,5 mètres, en particulier près du puits 103 (zone dans laquelle nous avons perdu le plus de sondes à choc thermique).

Enfin, tout comme pour les champs thermiques, notre système est parfaitement stable. Ceci paraît tout à fait normal puisque la réinjection n'a pas débuté et que la membrane protège les déchets de tout apport hydrique provenant des eaux de précipitations. Signalons simplement que les infiltrations signalées à la base de certains puits (cf chapitre II.3.1) n'ont pu être détectées et mesurées pour la simple et bonne raison que ces puits n'étaient malheureusement pas équipés en sondes à choc thermique.

II.3.2.2 Mesure par gravimétrie : comparaison avec les résultats des sondes à choc thermique

Des échantillons de déchets ont été prélevés sur pratiquement tous les forages et à différentes profondeurs au moment de l'implantation des sondes (été 1998). Chaque échantillon était placé dans un sac imperméable et refermé de manière hermétique. Malheureusement, certains de ces sacs se sont percés dans le transport, ce qui explique quelques mesures étranges et surprenantes (en gras dans le tableau tII.2).

Puits	Profondeurs des prélèvements					
	0-5m	5-10m	10-15m	15-20m	20-25m	25-30m
104	25%	28,74%	28,58%	28,70%	24,20%	25%
105	23%	25%	25,89%	22,50%	43,60%	41%
106	18,20%		36%	23,50%	52,70%	35,70%
107	16,60%	26,50%	18,70%	21,94%	36,50%	43,94%
108	21,50%	22%	15,90%	39,00%	53,60%	
109	14,60%	15,10%	33,51%	44,18%		
110	21,60%	20,50%	27,90%	45%	49%	50,38%
111	19,26%	24,40%	25,47%	39,35%	37,54%	40,78%
112	16,10%	17,74%	24,43%	45,46%	42,41%	52,87%
113	23,42%	16,53%	33,91%	19,16%	37,19%	39,04%
114	37,80%	36,34%	23,23%	38,50%	45,95%	

Tableau II.2 : Humidité massique ω' (/par rapport à la masse totale humide des déchets) mesurée sur site par gravimétrie

Les mesures réalisées montrent une même tendance que pour les mesures avec les sondes à choc thermique, à savoir des fonds de casiers relativement humides et des zones supérieures beaucoup plus sèches. Cependant, il semble que les humidités mesurées par gravimétrie soient moins importantes que celles obtenues par les sondes, notamment proches de la surface. Nous expliquons cette différence par :

les prélèvements d'échantillons ont été réalisés, avant la pose de la couverture, en période estivale (été 1998), donc sous des températures élevées. Les déchets de surface étaient donc soumis à phénomènes d'évaporation pouvant faire baisser leur taux d'humidité.

entre le prélèvement d'échantillons et le recouvrement du site par la géomembrane, 6 à 8 mois se sont écoulés. Les déchets en contact direct avec le milieu extérieur ont bénéficié durant cette période des eaux de précipitations, ce qui a tout naturellement augmenté leur teneur en humidité.

II.3.2.3 Mesure par sonde T.D.R. : comparaison avec les résultats des sondes à choc thermique

Sur 6 capteurs TDR installés en 1997 dans le puits N°108, seuls 3 sont actuellement exploitables et peuvent être corrélés avec les mesures réalisées par les sondes à choc thermique. Ainsi, les deux valeurs d'humidité à 3 et 7 mètres sont parfaitement en accord (graphe de la figure fII.11), par contre le capteur situé à 10 mètres de profondeur semble donner une teneur en eau relativement faible, bien inférieure à la valeur donnée par la sonde à choc thermique. Ces relevés sont encourageants mais la faible fréquence des acquisitions réalisées par l'appareillage « TDR » et le faible nombre de capteurs installés sur site ne nous permettent pas encore de nous positionner sur la fiabilité et la qualité de ce type d'instrumentation. Des campagnes d'essais comparatifs sont donc à effectuer pour permettre de donner un avis autorisé.

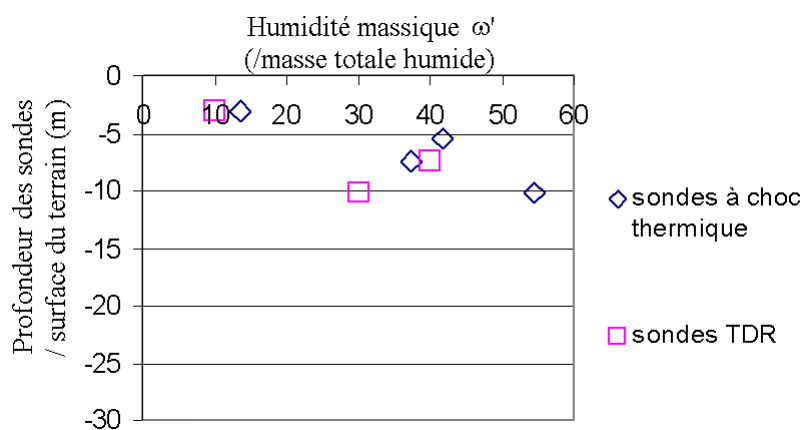


Figure II.11 : Comparaison entre les mesures d'humidité réalisée avec des sondes TDR et des sondes à choc thermique (Avril 1999)

II.4 Bilan synthèse.

Deux casiers de déchets du site Vert Le Grand ont donc été instrumentés pour mesurer l'influence de la réinjection de lixiviat sur la qualité et les débits de biogaz et lixiviat nouvellement générés, ainsi que sur les champs de température et d'humidité.

Justement, concernant les mesures des champs thermiques et hydriques, 84 et respectivement 60 sondes ont été implantées dans le massif de déchets. L'acquisition des données est entièrement automatisée et le contrôle peut être géré à distance par liaison modem. A notre connaissance, il n'existe aucun autre site ayant subi une instrumentation aussi conséquente, qui plus est dont la gestion est totalement automatisée.

Les données ainsi recueillies nous permettent de contrôler le comportement du site pendant son exploitation en l'absence de réinjection.









Pour le moment, le système dans son ensemble est relativement stable. Il se caractérise par des températures de cœur de casier élevées (proche des 60 - 65°C) et des profils hydriques classiques avec des zones saturées en fond de casier et des zones moins humides en surface. C'est effectivement dans ces zones supérieures où la réinjection de lixiviat semble nécessaire pour relancer l'activité biologique et produire à nouveau du biogaz.

Il s'agit maintenant de proposer un protocole optimal de réinjection, que ce soit en matière de débit ou de localisation spatiale sur un casier. Il faut donc pour cela mettre en place un modèle capable de prédire les écoulements fluides (liquide et gaz) et les transferts de chaleur dans les déchets ménagers, ce modèle devant être ensuite validé par les résultats expérimentaux. Le chapitre suivant est consacré à la détermination de ce modèle mathématique.

Liste des figures et tableaux du CHAPITRE II.

<u>Tableau II.1</u> : Dates d'exploitation et superficie des casiers du C.E.T. de Vert Le Grand .	28
<u>Figure II.1</u> : Positionnement du matériel après la mise en place des têtes de puits.....	36
<u>Figure II.2</u> : Sonde à choc thermique	39
<u>Figure II.3</u> : Exemple de courbe d'étalonnage de sonde à choc thermique réalisée à partir de déchets provenant du puits N°113 ((0-10) déchets de surface entre 0 et 10m de profondeur ; (20-30) déchets de profondeur entre 20 et 30 m de profondeur)	41
<u>Figure II.4</u> : Sonde TDR.....	42
<u>Figure II.5</u> : Etalonnage de la sonde TDR dans du sable avec de l'eau et avec du lixiviat de décharge	43
<u>Figure II.6</u> : Etalonnage de la sonde TDR dans des déchets provenant de la décharge de Vert Le Grand ((0-10m) déchets de surface entre 0 et 10m de profondeur ; (20-30m) déchets de profondeur entre 20 et 30m de profondeur)	44
<u>Figure II.7</u> : Schématisation du réseau d'acquisition de l'IMFT.....	50
<u>Figure II.8</u> : Exemple de thermogramme (puits N° 111) et profils thermiques (novembre 1999) observés sur le site de Vert Le Grand.....	52
<u>Figure II.9</u> : Exemple d'hydrogramme (puits N° 110) et profils hydriques (novembre 1999) observés sur le site de Vert Le Grand	56
<u>Tableau II.2</u> : Humidité massique ω' (/par rapport à la masse totale humide des déchets) mesurée sur site par gravimétrie	58
<u>Figure II.10</u> : Comparaison entre les mesures d'humidité réalisée avec des sondes TDR et des sondes à choc thermique (Avril 1999).....	59

BIBLIOGRAPHIE

-  **AGUILAR-JUAREZ O.**, analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase de remplissage d'un casier d'un centre d'enfouissement technique, *Thèse de l'INSA de Toulouse*, 2000
-  **ARAN C., FRANCK S., BERROIR G., GISBERT T.**, Leachate recirculation by horizontal trenches : Instrumentation, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, vol II, pp 185-191, 1999
-  **ATTAL A., AKUNNA J. CAMACHO P. SALMON P, PARIS I.**, Anaerobic degradation of municipal solid waste in landfill, *Wat. Sci. Tech.*, vol 25, N°7 , pp 243-253, 1992
-  **BALDIT R., GRANGE D., TAUMACHOT M. ,** Evolution thermique des déchets et de la pollution des eaux souterraines sue le site d'Arnouville-lès-Mantes, *Bull. liaison Labo P. et Ch.*, N°139, pp 99-101
-  **BAUCHOT M., FOUASSE J. L., CULERIER J.H., LEGEAY M.**, Economics aspects in combined leachate-biogas treatment plant, *Proceedings Sardinia 97, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium*, vol II, pp 229-234, 1997.
-  **CARSLAW & JAEGER**, Conduction of heat in solids, 2° Edition, *Clarendon Press Oxford*, 1959
-  **EMBERTON J.R.**, The biological and chemical characterization of landfills. Poceedings Conference UK Departement of Energy and US Departement of Energy, pp 150-163, 1986
-  **FAIRTEC**, Etude de faisabilité d'un programme de recherche sur la recirculation des lixiviats du C.E.T. de Vert Le Grand - Rapport final, 1997

- 📖 **FOURES J.C., JAVELAS R., PERRIN B.,** Application d'une méthode impulsionnelle à la détermination du coefficient de conductivité thermique des matériaux de construction. *Revue Générale de Thermique, France*. N° 218, 1980.
- 📖 **GURIJALA K.R., SUFILTA J.M.,** Environmental factors influencing methanogenesis from refuse in landfill samples, *Environ. Science and Techno.*, vol 27, pp 1176-1181, 1993
- 📖 **HOU I D., PAUL E., COUTURIER C.,** Heat and mass transfer in landfills and biogas recovery, *Proceedings Sardinia 97, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium*, vol I, pp 101-108, 1997
- 📖 **LANINI S.,** Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordure ménagères, *Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse*, 1998
- 📖 **Mc CREANOR P.T.,** Landfill Leachate recirculating systems : Mathematical modeling and validation, *Ph D. Dissertation, Colege of Engineering, University of Central Florida, Orlando*, 1998.
- 📖 **MILLER L. V., MACKEY R. E., FLYNT J. ,** Excavation and recycling feasibility of a municipal solid waste landfill utilizing leachate recycle, *Report to Post Buckley, Schuh, and Jerningan, Inc. and the Delaware Solid Waste Authority*, 1991
- 📖 **POUECH P., GALTIER L., LABBE H., CARLES L. and GERBAUX O.,** Leachate recirculation control in an extensive bio-reactor landfill, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, vol I, pp 301-304, 1999.
- 📖 **POUYAUD B., CHARTIER R.,** Méthode thermique de mesure de l'humidité des sols. *O.R.S.T.O.M. Hydrologie* ,Volume III., N° 1, 1971
- 📖 **RIESTER J.E.,** Landfill leachate production and gas generation numerical model, *Ph Dissertation, Old Dominion University*, 1994
- 📖 **TOWNSEND T.G., MILLER W.L., LEE H.J., EARLE, J.F.K.,** Acceleration of landfill stabilization using leachate recycle, *J. of Env. Engineering*, vol 122, N°4, pp 263-268, 1996

- 📖 **WATSON R.P.**, A case study of leachate generation and recycling at two sanitary landfills, *Proceedings from the governmental refusecollection and disposal association*, Silver Spring, pp 41-83, 1987.
- 📖 **YOSHIDA H., TANAKA N., HOZUMI H.**, Theoretical study on temperature distribution in landfills by three-dimensionla heat transport model, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, vol I, pp 85-94, 1999.
- 📖 **YUEN S. T. S., WANG Q. J., STYLES J.R., McMAHON T. A.**, Using neutron probe for moisture monitoring in landfills, *Proceedings Sardinia 97, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium*, vol IV, pp 315-324, 1997.
- 📖 **ZARCON C., LENORMAND R., BACON G., CRAUSSE P.**, Mesure des caractéristiques thermophysiques de milieux poreux par la méthode des chocs thermiques. *Colloque : les transferts de chaleur et de masse en milieu poreux non saturé. Lausanne les 4 et 5 février 1982*, 1982

CHAPITRE III

Modélisation des transferts couplés de masse et de chaleur au sein des déchets ménagers

Suite à l'instrumentation du site, il s'agit maintenant d'élaborer un modèle mathématique capable de prédire le comportement thermo hydrique d'un casier de déchets ménagers pendant son exploitation. Cette modélisation permettrait en particulier de localiser les zones dans lesquelles la production de biogaz serait fortement ralentie en raison d'un assèchement du milieu. L'objectif final de cette étude consisterait à simuler différents modes de gestion, notamment de la réinjection horizontale de lixiviat, et proposer au final un scénario optimum de recirculation, que ce soit sur un plan purement technique (réinjection ponctuelle ou distribuée) ou sur un plan quantitatif (débits injectés). Mais avant, une étude bibliographique sur l'état de l'art de la modélisation des transferts et échanges dans les déchets ménagers nous semble important.

III.1 Etude bibliographique.

De nombreux modèles mathématiques ont été proposés afin de décrire les comportements biologiques et/ou hydrodynamiques d'une décharge d'ordures ménagères. L'ensemble de ces modèles vise en particulier à prédire les quantités et les qualités des effluents liquides et gazeux produits lors de la dégradation des déchets.

Ainsi, certains modèles décrivant les transferts gazeux permettent d'évaluer les volumes et qualités du biogaz généré (% de CO₂, CH₄, N₂...). D'autres se consacrent au caractère hydrique de la décharge et estiment les quantités et qualités de lixiviats (sels, chlorures, métaux lourds...).

III.1.1 Les transferts gazeux

La majorité des modèles décrivant les transferts gazeux considèrent la décharge comme un milieu poreux, homogène, indéformable et saturé en biogaz. L'équation de conservation de la masse est écrite pour la phase gazeuse à laquelle on associe l'équation

de Darcy, l'équation d'état des gaz parfaits, ainsi que des termes sources traduisant la production de biogaz générée par la biodégradation et des termes puits liés au réseau de captage du gaz installé sur site (puits, pompes...).

Ces derniers termes sont généralement estimés à partir de relations empiriques ou s'appuient sur l'analyse des réactions biochimiques au sein du déchet. Dans les deux cas, il existe un nombre, parfois important, de paramètres ou coefficients de calage qui permettent de décrire l'état physique ou chimique du milieu (type et qualités des déchets, âge des déchets, porosités, températures, humidités...).

Lanini (1998) présente un modèle traduisant la diffusion de l'oxygène de l'air dans les couches supérieures de la décharge. Le couplage de l'équation de conservation de masse avec l'équation de l'énergie montre que les montées en température d'un casier durant la phase aérobie (phase de remplissage) ne sont pas seulement dues à la consommation d'oxygène piégé initialement dans l'espace des pores, mais provient également de la consommation d'oxygène de l'atmosphère qui diffuse à travers les couches supérieures. Par la suite, les modèles de production de chaleur et consommation d'oxygène ont été améliorés par Aguilar-Juarez & al (1999) et Aguilar-Juarez (2000).

Young (1989) et Arigala & al (1995) ont résolu les équations de transport de biogaz en milieu poreux, respectivement en 2 dimensions et en 3 dimensions.

Les modèles prédisant l'évolution de la composition du biogaz au cours du temps sont plus complexes. Ils font intervenir une équation de conservation pour chaque constituant, dans laquelle les phénomènes de diffusion et convection sont pris en compte.

Findikakis & Leckie (1979) présentent un modèle 1 dimension capable de prédire les productions de méthane et dioxyde de carbone, ainsi que la diffusion d'azote dans le massif de déchets. Les lois de production gazeuse pour chaque espèce dépendent dans ce modèle de la nature du déchet (matière plus ou moins rapidement biodégradable). Findikakis & al (1988) ont amélioré ce modèle en intégrant des contraintes tenant compte de la profondeur des déchets.

Nous citerons également les travaux de Young (1992) et El Fadel & al (1996) dans lesquels les transferts de masse et de chaleur de la phase anaérobie sont couplés par l'intermédiaire d'un terme production de biogaz dépendant de la température.

III.1.2. Les transferts d'humidité

Mécanisme de formation des lixiviats

Les lixiviats apparaissent dès que l'humidité des déchets est supérieure à leur capacité de rétention. A partir de ce moment, les eaux de percolation, provenant essentiellement des précipitations, ne peuvent plus être retenues par le déchet et s'écoulent dans l'espace des pores.

Plusieurs facteurs agissent sur la formation des lixiviats :

- ✓ Le climat et l'hydrogéologie (précipitations, neige, infiltration d'eaux souterraines si le site n'est pas étanchéisé)
- ✓ La gestion du site (taux de compactage, déchets broyés, recirculation de lixiviat, géomembrane...)
- ✓ Le type et la qualité des déchets (porosité, âge, densité, humidité initiale...)

Quantités de lixiviat

Les modèles les plus courants et les plus fiables à mettre en œuvre afin d'estimer les volumes de lixiviats formés et récupérés en fond de décharge sont basés sur des bilans hydriques généraux tels que les modèles « Water Balance Method » (WBD) ou l'« Hydrologic Evaluation of Landfill Performance » (HELP) (Remson & al (1968), Farquhar (1989)). Ils reposent sur l'équation de conservation suivante :

$$\text{Percolation} = \text{Infiltration} - \text{Evaporation} - \text{Ruissellement} + \text{Infiltration d'eau souterraine} - \text{Rétention}$$

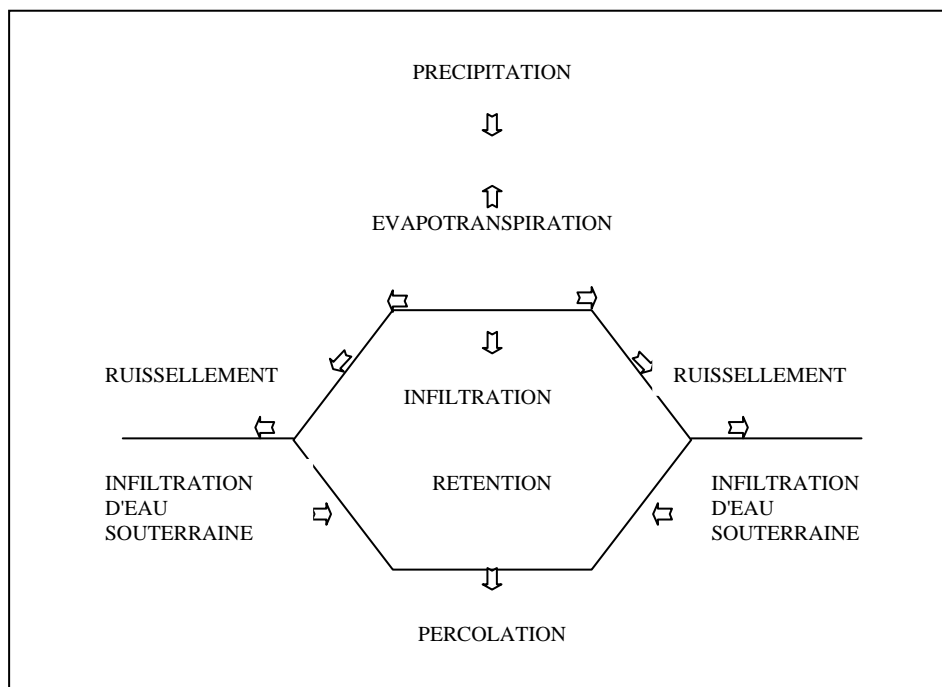


Figure III.1 : Schématisation des modèles macroscopiques de prédiction de génération de lixiviat

Toutefois, même si la méthode dans son ensemble est correcte, elle demeure assez approximative dans l'estimation de certains paramètres. Ces modèles ne permettent pas non plus de prédire les répartitions spatio temporelles de l'humidité dans une décharge.

Écoulement des lixiviats

Les modèles permettant d'estimer les champs spatio temporels d'humidité d'une décharge sont basés sur la résolution de l'équation de Richards en milieu poreux isotherme,

non saturé et sans changement de phase (Straub & Lynch (1982), Korfiatis & Demetracopoulos (1984), Borgès (1988), Vincent (1991), Riester (1994)).

Les coefficients qui interviennent dans ces équations (coefficient de diffusion massique, perméabilité...) sont soit estimés à partir de relevés expérimentaux soit déterminés à partir de formules empiriques.

Al Yousfi (1992) a développé un modèle permettant d'évaluer la quantité et la qualité des lixiviats produits par une décharge. Pour cela, il résout simultanément l'équation de Richard en 1D et les bilans massiques des cinétiques de dégradation des déchets.

Riester (1996) présente dans sa thèse un modèle regroupant plusieurs modèles physiques qui décrivent successivement les comportements biologiques (équations de dégradation), hydriques (Water Mass Balance, équation de Richards), thermiques (équation de la chaleur) de la décharge....Les résultats de chacun de ses "mini" modèles sont ensuite gérés par une sorte de banque de données qui traite les résultats obtenus et qui calcule par des formules empiriques, pondérées par de nombreux coefficients, les volumes et qualités de lixiviat et de biogaz formés.

De nombreuses études en laboratoire ont montré tout l'intérêt de la recirculation de lixiviats dans des cellules de déchets ménagers, tant sur un plan biologique avec une reprise de l'activité biochimique (apport d'humidité) et la dégradation ou la neutralisation de certains composés de la masse des déchets (métaux lourds...), que sur un plan pratique avec une gestion plutôt simple de l'excédent de lixiviats (Pohland & Kim (1999) ; Pacey (1999)...). Cependant, peu de travaux de modélisation ont été réalisés sur cette thématique. Mc Creanor & Reinhart ((1996), (2000)) ont à partir du code SUTRA ("Saturated Unsaturated Flow and Transport") simulé les nouvelles répartitions spatio temporelles d'humidité dans un casier de déchets après réinjection. Différents scénarios suivant les débits de réinjection, la profondeur du réseau de réinjection et les caractéristiques hydrodynamiques de déchets (perméabilités) ont été analysés.

III.1.3. Synthèse

Finalement, de nombreux travaux de modélisation des transports de biogaz et de lixiviat dans une décharge ont été réalisés. Les hypothèses se basant sur un milieu poreux continu et homogène semblent avoir données des résultats satisfaisants.

Cependant, peu de couplage entre transferts de masse et de chaleur ont été développés. Or, que ce soit dans la prédiction des champs d'humidité ou des productions gazeuses, ces deux facteurs sont fortement liés. En effet, les forts gradients thermiques qui peuvent apparaître dans une décharge sont susceptibles de redistribuer les champs d'humidité. Or l'humidité s'avère être le paramètre physico chimique le plus important dans la génération du biogaz. D'autre part, la plupart des modèles décrivant les écoulements de lixiviat ou biogaz ont considéré une des deux phases comme statique. Notre étude traitera simultanément les écoulements diphasiques dans des milieux poreux dits réactifs (Aran & al (1999)). Enfin, aucun modèle de génération de biogaz n'a tenu compte de la teneur en eau des déchets, facteur essentiel des cinétiques de dégradation.

III.2 Principe de la modélisation : notion de Volume Élémentaire de Référence.

L'analyse théorique des écoulements diphasiques en milieux poreux s'appuie sur les équations de conservation de la masse, de la quantité de mouvement et de l'énergie écrites à l'échelle microscopique pour chaque constituant à partir de la mécanique des milieux continus.

Ces équations sont moyennées sur un **Volume Élémentaire de Référence (V.E.R.)** entourant un point singulier du milieu. Ce volume doit être suffisamment grand par rapport

au volume des pores pour englober toutes les phases de telle manière que la moyenne ait un sens et que les grandeurs microscopiques issues du changement d'échelle soient continues. Il doit être également suffisamment petit pour que les grandeurs moyennées définies puissent être considérées comme locales.

Cette notion de V.E.R. est encore difficilement quantifiable en terme de dimensionnement. De toute évidence, la taille du V.E.R. dépend de la nature de la grandeur physique ou chimique que nous souhaitons modéliser. Ainsi, pour caractériser une donnée liée à la biochimie du matériau, c'est sur la composition même de ce volume que nous devons être le plus précautionneux. Toutes les espèces constituant le milieu doivent y être représentées en quantité et qualité équivalente à ce que nous pouvons rencontrer dans la réalité. Une étude méticuleuse de la composition d'échantillons prélevés sur site est donc nécessaire. S'il s'agit de modéliser un comportement mécanique du déchet, la taille et la forme du V.E.R. deviennent alors des critères essentiels. Nous devons notamment nous affranchir de problèmes liés par exemple à des hétérogénéités locales du milieu. Enfin, lorsque nous avons à faire à un milieu réactif qui évolue dans le temps et dans l'espace (biodégradation, tassements...), tous les paramètres exposés précédemment deviennent aussi importants et complémentaires les uns que les autres. Le choix de la taille et de la forme du V.E.R. devient alors plus délicat.

III.3 Mise en place du modèle : équations de conservation.

III.3.1 Hypothèses de la modélisation.

Les déchets sont considérés comme un milieu poreux constitué d'une matrice solide, d'une phase liquide monoconstituant (lixiviat) et d'une phase gazeuse. Cette phase gazeuse

est formée d'un mélange binaire de gaz parfaits vapeur d'eau + biogaz. En effet, afin de simplifier le système étudié, le biogaz est défini comme un gaz parfait dans sa totalité (mélange équimolaire constant de méthane et dioxyde de carbone) c'est à dire que nous ne cherchons pas à différencier l'ensemble de ses différents composants.

Les phases fluides peuvent réagir avec la matrice solide en générant du biogaz. Durant la phase anaérobie, cette production de biogaz s'accompagne d'une production de chaleur et d'une consommation de liquide.

Nous avons choisi de suivre les écoulements de fluides et les transferts de chaleur dans la décharge. Les grandeurs physiques descriptives du milieu sont l'humidité massique « ω » des déchets (prise par rapport à la masse sèche des déchets), la température « T » du milieu et la pression totale « P » de la phase gazeuse.

Les principales hypothèses concernant cette modélisation sont :

- ✓ Le milieu poreux est considéré comme homogène. Cette hypothèse semble forte en soi mais s'appuie sur des observations *in situ*. A savoir que nous avons constaté que la dégradation des déchets conduisait à la longue à un milieu relativement homogène semblable à une sorte de terreau.
- ✓ Nous considérons le milieu comme indéformable. La matrice solide poreuse malgré la dégradation, les tassements, ou l'humidification reste immobile.
- ✓ Les termes de dissipation visqueuse et les effets d'inertie sont négligés dans cette approche (vitesse des fluides faibles). De ce fait, la convection thermique est également négligée, ce qui, nous le verrons, semble restrictif et limitatif dans la modélisation des transferts de chaleur en phase de réinjection.
- ✓ La loi de Darcy peut être généralisée dans le cas où le milieu poreux est non saturé (faible nombre de Reynolds : $Re < 1$)
- ✓ Le mélange gazeux est considéré comme un mélange de gaz parfait
- ✓ Il y a équilibre thermique entre les différentes phases

- ✓ Le transfert d'énergie par rayonnement est négligeable

III.3.2 Equations de conservation.

Suite aux hypothèses précédemment exposées, nous pouvons alors écrire les équations de conservation de la masse pour chacun des constituants du milieu poreux ainsi que l'équation de conservation de la quantité de mouvement et de l'énergie. Un modèle analogue avait déjà été utilisé pour simuler la cuisson par vapeur saturée d'un béton cellulaire (Courivaud (1993)).

III.3.2.1 Equations de conservation de la masse.

III.3.2.1.a Phase solide

Malgré les tassements et la dégradation des déchets, la phase solide est considérée comme indéformable, immobile mais réactive. La transformation de la matière solide en biogaz est explicitée par le terme puits de masse α_s . L'équation de bilan de masse pour la phase solide s'écrit alors :

$$\frac{\partial(\rho_s \theta_s)}{\partial t} = \alpha_s \quad (\text{III},1)$$

III.3.2.1.b Phase liquide.

$$\frac{\partial(\rho_l \theta_l)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_l \mathbf{U}_l) = -\dot{m} - \alpha_l \quad (\text{III},2)$$

III.3.2.1.c Phase gazeuse.

i) Phase gazeuse dans sa totalité, c'est à dire biogaz + vapeur d'eau

$$\frac{\partial(\rho_g \theta_g)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_g \mathbf{U}_g) = \dot{m} + \alpha_b \quad (\text{III},3)$$

dans laquelle \mathbf{U}_g est la vitesse barycentrique du mélange gazeux.

ii) Phase biogaz

Nous rappelons que nous considérons le biogaz comme un gaz parfait à part entière. Cependant, lorsqu'il s'agira de déterminer des paramètres physiques ou chimiques propres au biogaz (masse volumique, masse molaire, coefficient de diffusion, viscosité cinématique), nous le considérerons comme un mélange équimolaire de méthane et dioxyde de carbone.

$$\frac{\partial(\rho_b \theta_g)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_b \mathbf{U}_g + \mathbf{J}_b) = \alpha_b \quad (\text{III},4)$$

iii) Vapeur d'eau

$$\frac{\partial(\rho_v \theta_g)}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho_v \mathbf{U}_g + \mathbf{J}_v) = \dot{m} \quad (\text{III},5)$$

avec au sein de la phase gazeuse :

$$\mathbf{J}_v + \mathbf{J}_b = 0 \quad (\text{III},6)$$

III.3.2.2. Equation de conservation de la quantité de mouvement.

L'équation de conservation de la quantité de mouvement s'appuie sur l'équation de Darcy généralisée en milieu diphasique pour chacun des effluents liquide et gazeux.

$$\mathbf{U}_j = -\frac{k_i \cdot k_{rj}}{\rho_j \nu_j} [\nabla P_j - \rho_j \mathbf{g}] \quad j=l,g \quad (\text{III},7)$$

III.3.2.3 Equation de conservation de l'énergie.

L'équation de bilan d'énergie est écrite en supposant que chacune des phases en présence se trouve en équilibre thermique local avec les phases qui l'entourent, c'est à dire que $T_s = T_l = T_g = T$.

$$\frac{\partial}{\partial t} \left(\rho_s h_s + \sum_i^{l,g} \rho_i h_i \right) + \nabla \cdot \left(\rho_s h_s \mathbf{U}_s + \sum_i^{l,g} \rho_i h_i \mathbf{U}_i \right) = \nabla \cdot (\lambda^* \nabla T) + \alpha_q \quad (\text{III},8)$$

III.4 Modèle final.

La fermeture du système d'équations nécessite l'établissement d'une série de relations complémentaires basées sur les lois de la physique, de la thermodynamique et de la chimie.

III.4.1 Relations complémentaires

III.4.1.1 Relations de bases

La teneur volumique pour chacune des phases peut être exprimée en terme de teneur massique (par rapport à la masse sèche du matériau considéré) :

$$\theta_j = \frac{\rho_0}{\rho_j} \omega_j \quad \omega_j = \frac{m_j}{m_0} \quad j = l, v \quad (\text{III},9)$$

Suivant la loi de Dalton, la pression totale de la phase gazeuse est la somme des pressions partielles de chacun des constituants considérés comme des gaz parfaits :

$$P = P_g = P_v + P_b \quad P_j = \frac{\rho_j RT}{M_j} \quad j=v,b \quad (\text{III},10)$$

La pression de la phase liquide est exprimée en fonction de la pression capillaire qui représente la différence de pression entre la phase dite non mouillante (phase gazeuse) et la phase dite mouillante (phase liquide). La pression capillaire est ensuite remplacée par une autre variable, la succion ψ , qui n'est autre que la pression capillaire exprimée en hauteur d'eau. Une analyse plus fine de ce paramètre est développée dans le paragraphe (III.5.2), notamment sa détermination expérimentale.

$$P_l = P - P_c \quad P_c = -\rho_l g \psi(\omega, T) \quad (\text{III},11)$$

III.4.1.2 Loi de Fick

Les flux de masse de la phase vapeur sont exprimés par la loi de Fick qui traduit la diffusion moléculaire de l'espèce i au sein de la phase gazeuse à travers le milieu poreux. Dans le paragraphe (III.5.7), nous reviendrons plus en détail sur la détermination du coefficient de diffusion D_v^* . Soulignons simplement qu'en milieu poreux, ce coefficient est pondéré par une fonction empirique de l'humidité $f(\omega)$ traduisant l'influence encore mal évaluée de la phase liquide et de la tortuosité de la matrice solide sur les transferts de masse de la phase gazeuse.

$$\mathbf{J}_v = -\rho_g D_v^* \nabla \left(\frac{\rho_v}{\rho_g} \right) = -\rho_g D_v^* \nabla (x_v) \quad (\text{III},12)$$

Avec :

$$\nabla(x_v) = \nabla \left(\frac{P_v M_v}{PM} \right) = \nabla \left(\frac{P_v M_v}{P_v M_v + P_b M_b} \right) = \nabla \left(\frac{P_v M_v}{P_v (M_v - M_b) + PM_b} \right) \quad (\text{III},13)$$

Enfin, nous rappelons également que le bilan de masse de diffusion de la vapeur et du biogaz dans le mélange gazeux s'écrit :

$$\mathbf{J}_v + \mathbf{J}_b = 0$$

III.4.1.3 Loi de Kelvin

Pour chaque température, il existe une valeur de la pression pour laquelle tout système liquide-vapeur se trouve en équilibre. Cette pression est appelée pression de vapeur saturante P_{vs} .

Cette pression de vapeur saturante s'exprime par la loi de Kelvin :

$$P_v = P_{vs}(T) \cdot \exp \left(-\frac{2\sigma M_v}{\rho_l R T r} \right) = P_{vs}(T) \cdot \phi(\omega, T) \quad (\text{III},14)$$

III.4.1.4 Loi de Clausius Clapeyron

L'expression de l'enthalpie massique de changement de phase en fonction de la pression est donnée par la formule de Clausius-Clapeyron :

$$\frac{1}{P_{vs}} \frac{dP_{vs}}{dT} = \frac{M_v L_v}{RT^2} \quad (\text{III},15)$$

III.4.2 Equation de la phase liquide

En considérant la teneur massique de la phase vapeur négligeable devant la teneur massique de la phase liquide ($\omega_v \ll \omega_l$; $\omega_l = \omega$), les équations (III,2) et (III,5) aboutissent à :

$$\frac{\partial \omega}{\partial t} + \frac{1}{\rho_0} \nabla \cdot (\rho_l \mathbf{U}_l + \rho_v \mathbf{U}_g + \mathbf{J}_v) = -\frac{1}{\rho_0} \alpha_l \quad (\text{III},16)$$

En remplaçant les termes de vitesse par les équations de conservation de la quantité de mouvement (III,7), et la formulation de la pression capillaire en terme de succion, l'équation (III,11) nous donne :

$$\frac{\partial \omega}{\partial t} = \nabla \cdot \left[\left(-\frac{\rho_l g k_i k_{rl}}{\rho_0 \gamma_l} \right) \nabla \psi + \left(\frac{k_i k_{rl}}{\rho_0 \gamma_l} + x_v \frac{k_i k_{rg}}{\rho_0 \gamma_g} \right) \nabla P - \frac{1}{\rho_0} \mathbf{J}_v - \frac{\rho_l}{\rho_0} \frac{k_i k_{rl}}{\gamma_l} \mathbf{g} \right] - \frac{1}{\rho_0} \alpha_l \quad (\text{III},17)$$

avec :

$$\nabla \psi(\omega, T) = \frac{\partial \psi}{\partial \omega} \nabla \omega + \frac{\partial \psi}{\partial T} \nabla T \quad (\text{III},18)$$

La diffusion de la phase vapeur est donnée par la loi de Fick. De plus, le gradient de concentration de la fraction de vapeur peut s'exprimer en fonction de l'ensemble des différentielles des grandeurs physiques dont il dépend, à savoir la teneur en eau, la température et la pression totale de la phase gazeuse.

$$\mathbf{J}_v = -\rho_g D_v^* \nabla \left(\frac{\partial x_v}{\partial \omega} \nabla \omega + \frac{\partial x_v}{\partial T} \nabla T + \frac{\partial x_v}{\partial P} \nabla P \right) \quad (\text{III},19)$$

Il nous faut maintenant déterminer chacune de ces différentielles.

$$\frac{\partial x_v}{\partial \omega} = \frac{\partial}{\partial \omega} \left(\frac{P_v M_v}{PM} \right) = \frac{\partial}{\partial \omega} \left(\frac{P_v M_v}{P_v (M_v - M_b) + PM_b} \right) = - \frac{M_v M_b P}{(P_v (M_v - M_b) + PM_b)^2} \frac{\partial P_v}{\partial \omega} \quad (\text{III},20)$$

$$\frac{\partial x_v}{\partial T} = \frac{\partial}{\partial T} \left(\frac{P_v M_v}{PM} \right) = \frac{\partial}{\partial T} \left(\frac{P_v M_v}{P_v (M_v - M_b) + PM_b} \right) = - \frac{M_v M_b P}{(P_v (M_v - M_b) + PM_b)^2} \frac{\partial P_v}{\partial T} \quad (\text{III},21)$$

$$\frac{\partial x_v}{\partial P} = \frac{\partial}{\partial P} \left(\frac{P_v M_v}{PM} \right) = \frac{\partial}{\partial P} \left(\frac{P_v M_v}{P_v (M_v - M_b) + PM_b} \right) = \frac{M_v M_b P_v}{(P_v (M_v - M_b) + PM_b)^2} \quad (\text{III},22)$$

Enfin, à l'aide des formules de Clapeyron et Kelvin, déterminons l'expression de

$\frac{\partial P_v}{\partial \omega}$ et $\frac{\partial P_v}{\partial T}$:

$$\frac{\partial P_v}{\partial \omega} = \frac{P_{vs} M_v g}{RT} \frac{\partial \psi}{\partial \omega} \phi(\omega, T) \quad (\text{III},23)$$

$$\frac{\partial P_v}{\partial T} = \frac{P_v M_v g}{RT} \left(\frac{L_v}{gT} + \frac{\partial \psi}{\partial T} - \frac{\psi}{T} \right) \quad (\text{III},24)$$

Nous aboutissons à l'équation de transfert de la phase liquide :

$$\begin{aligned}
 \frac{\partial \omega}{\partial t} = & \nabla \cdot \left[\left(\frac{k_i k_{rl}}{v_l} \frac{\rho_l}{\rho_0} g \frac{\partial \psi}{\partial \omega} + \frac{\rho_g}{\rho_0} D_v^* x_v \frac{M_v M_b P}{(P - P_v) M_v + P M_b} \frac{g}{RT} \frac{\partial \psi}{\partial \omega} \right) \nabla \omega \right] + \\
 & \nabla \cdot \left[\left(\frac{k_i k_{rl}}{v_l} \frac{\rho_l}{\rho_0} g \frac{\partial \psi}{\partial T} + \frac{\rho_g}{\rho_0} D_v^* x_v \frac{M_v M_b P}{(P - P_v) M_v + P M_b} \frac{g}{RT} \left(\frac{\partial \psi}{\partial T} - \frac{\psi}{T} + \frac{L}{gT} \right) \right) \nabla T \right] + \\
 & \nabla \cdot \left[\left(\frac{k_i k_{rl}}{v_l} \frac{1}{\rho_0} + x_v \frac{k_i k_{rg}}{v_g} \frac{1}{\rho_0} - \frac{\rho_g}{\rho_0} D_v^* x_v \frac{M_b}{(P - P_v) M_v + P M_b} \right) \nabla P \right] + \\
 & \nabla \cdot \left[\frac{k_i k_{rl}}{v_l} \frac{\rho_l}{\rho_0} \mathbf{g} \right] - \frac{1}{\rho_0} \alpha_l
 \end{aligned} \tag{III,25}$$

Détermination des coefficients de diffusion:

i) Considérons l'équation (III,25) dans laquelle nous posons dans le premier terme :

$$\begin{aligned}
 a_l &= \frac{\rho_l}{\rho_0} \frac{k_i k_{rl}}{v_l} g \frac{\partial \psi}{\partial \omega} \\
 a_v &= \frac{\rho_g}{\rho_0} D_v^* x_v \frac{M_v M_b P}{(P - P_v) M_v + P M_b} \frac{g}{RT} \frac{\partial \psi}{\partial \omega} \\
 a &= a_l + a_v
 \end{aligned} \tag{III,26}$$

où a_l est le coefficient de diffusion massique isotherme de la phase liquide, a_v le coefficient de diffusion massique isotherme de la phase vapeur, a coefficient de diffusion de masse isotherme (en $m^2.s^{-1}$).

ii) En supposant $\frac{\partial \psi}{\partial T} - \frac{\psi}{T}$ négligeable devant $\frac{L}{gT}$, posons dans le second terme :

$$\delta_l = \frac{1}{\sigma} \frac{d\sigma}{dT} \frac{\psi}{\left(\frac{\partial \psi}{\partial \omega} \right)} \quad \text{car} \quad \frac{\partial \psi}{\partial T} = \frac{\psi}{T} \frac{d\sigma}{dT}$$

$$\delta_v = \frac{L_v}{gT \left(\frac{\partial \psi}{\partial \omega} \right)}$$

$$\text{soit} \quad a\delta = a_l\delta_l + a_v\delta_v \quad (\text{III},27)$$

où $a_l\delta_l$ est le coefficient de diffusion massique non isotherme de la phase liquide, $a_v\delta_v$ le coefficient de diffusion massique non isotherme de la phase vapeur, $a\delta$ coefficient de diffusion de masse non isotherme (en $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$). L'apparition de la tension interfaciale σ dans l'expression de δ_l provient du développement du terme $(\partial \psi / \partial T)$ explicité dans le paragraphe (III.5.4) de ce même chapitre.

L'équation de transfert de la phase liquide peut finalement s'écrire sous la forme:

$$\frac{\partial \omega}{\partial t} = \nabla \cdot \left[\underbrace{a \nabla \omega}_{A_{11}} + \underbrace{a \delta \nabla T}_{A_{12}} + \underbrace{\frac{1}{\rho_0} \left(\frac{k_i k_{rl}}{v_l} + x_v \frac{k_i k_{rg}}{v_g} - \rho_g x_v D_v^* \frac{M_b}{(P - P_v) M_v + P M_b} \right)}_{A_{13}} \nabla P + \underbrace{\frac{k_i k_{rl}}{v_l} \frac{\rho_l}{\rho_0} g}_{A_{14}} \right] - \frac{1}{\rho_0} \alpha_l \quad (\text{III},28)$$

A_{11} : Diffusion isotherme de la phase liquide

A_{12} : Diffusion non isotherme de la phase liquide

A_{13} : Diffusion de la phase liquide due au gradient de pression

A_{14} : Transferts de masse dus à la gravité

α_l : Terme puits d'humidité durant la phase anaérobie

III.4.3 Equation de l'énergie

L'équation de l'énergie (III,8) peut se mettre sous la forme :

$$\sum_i^{l,g} h_i \left(\frac{\partial \rho_i}{\partial t} + \rho_i \nabla \cdot \mathbf{U}_i \right) + \sum_i^{l,g} \rho_i \mathbf{U}_i \nabla h_i + \sum_i^{l,g} \rho_i \frac{\partial h_i}{\partial t} + \rho_s \frac{\partial h_s}{\partial t} = \nabla \cdot (\lambda^* \nabla T) + \alpha_q \quad (\text{III},29)$$

$$\text{i)} \quad \frac{\partial h_i(T)}{\partial t} = \frac{\partial h_i(T)}{\partial T} \frac{\partial T}{\partial t} = C_{p_i}(T) \frac{\partial T}{\partial t} \quad \text{i=l,g,s} \quad (\text{III},30)$$

$$\text{ii)} \quad \nabla h_i(T) = \frac{\partial h_i(T)}{\partial T} \nabla T = C_{p_i}(T) \nabla T \quad \text{i=l,g,s} \quad (\text{III},31)$$

$$\text{iii)} \quad \sum_i^{l,g} h_i \left(\frac{\partial \rho_i}{\partial t} + \rho_i \nabla \cdot \mathbf{U}_i \right) = \sum_i^{l,g} h_i \dot{m}_i = h_l \dot{m}_l + h_g \dot{m}_g = -h_l \dot{m} + h_g \dot{m} = L_v \dot{m} \quad (\text{III},32)$$

iv) Le terme de changement de phase (évaporation de la phase liquide) est donné par l'équation de conservation de masse de la phase vapeur (III,5) :

$$\dot{m} = \rho_0 \frac{\partial \omega_v}{\partial t} + \nabla \cdot \left(-\rho_v \frac{k_i k_{rg}}{\rho_g \gamma_g} \nabla P - \rho_g D_v^* \nabla x_v \right)$$

L'équation finale du bilan d'énergie s'écrit alors :

$$\begin{aligned} (\rho C_p)^* \frac{\partial T}{\partial t} = & \nabla \cdot \left[L_v \rho_g D_v^* \frac{\partial x_v}{\partial \omega} \nabla \omega + \left(\lambda^* + L_v \rho_g D_v^* \frac{\partial x_v}{\partial T} \right) \nabla T + \left(L_v (L_v \rho_g D_v^* \frac{\partial x_v}{\partial P} + x_v \frac{k_i k_{rg}}{\rho_g}) \right) \nabla P \right] \\ & + \left[\rho_l C_{p_l} \frac{k_i k_{rl}}{\rho_l} g \frac{\partial \psi}{\partial \omega} \nabla \omega + \rho_l C_{p_l} \frac{k_i k_{rl}}{\rho_l} g \frac{\partial \psi}{\partial T} \nabla T + \left(C_{p_l} \frac{k_i k_{rl}}{\rho_l} + C_{p_g} \frac{k_i k_{rg}}{\rho_g} \right) \nabla P - \rho_l C_{p_l} \frac{k_i k_{rl}}{\rho_l} g \right] \nabla T \\ & - L_v \rho_0 \frac{\partial \omega_v}{\partial t} + \alpha_q \end{aligned} \quad (\text{III},33)$$

avec

$$(\rho C_p)^* = \sum_i^{l,g,s} \rho_i C_{p_i} \quad (\text{III},34)$$

En faisant intervenir les coefficients de diffusion de masse introduit dans le paragraphe précédant, l'équation (III,33) peut s'écrire :

$$\begin{aligned} (\rho C_p)^* \frac{\partial T}{\partial t} = \nabla \cdot \left[\underbrace{L_v \rho_0 \mathbf{a}_v \nabla \omega}_{B_{21}} + \underbrace{(\lambda^* + L_v \rho_0 \mathbf{a}_v \delta_v) \nabla T}_{B_{22}} + \underbrace{L_v \left(\rho_g D_v^* \frac{\partial x_v}{\partial P} + x_v \frac{k_i k_{rg}}{v_g} \right) \nabla P}_{B_{23}} \right] \\ + \underbrace{\left[\rho_0 C_{p_l} \mathbf{a}_l \nabla \omega + \rho_0 C_{p_l} \mathbf{a}_l \delta_l \nabla T + \left(C_{p_l} \frac{k_i k_{rl}}{\gamma_l} + C_{p_g} \frac{k_i k_{rg}}{\gamma_g} \right) \nabla P - \rho_l C_{p_l} \frac{k_i k_{rl}}{\gamma_l} \mathbf{g} \right] \nabla T + \alpha_q}_{B_{24}} \quad (\text{III},35) \end{aligned}$$

B_{21} : Energie crée ou absorbée par le changement de phase

B_{22} : Energie crée ou absorbée par le changement de phase + transport d'énergie par conduction

B_{23} : Energie crée ou absorbée par le changement de phase

B_{24} : Transport d'énergie par convection

α_q : Terme source de chaleur durant la phase anaérobie

III.4.4 Equation de la pression

L'équation de la pression est obtenue à partir de l'équation de conservation de masse de la phase gazeuse. Nous rappelons que nous considérons la phase gazeuse comme le mélange binaire biogaz + vapeur d'eau.

$$P = P_b + P_v \quad (\text{III},36)$$

$$\frac{\partial P}{\partial t} = \frac{\partial P_b}{\partial t} + \frac{\partial P_v}{\partial \omega} \frac{\partial \omega}{\partial t} + \frac{\partial P_v}{\partial T} \frac{\partial T}{\partial t} \quad (\text{III},37)$$

Les termes $\frac{\partial P_v}{\partial \omega}$ et $\frac{\partial P_v}{\partial T}$ sont déjà donnés respectivement par les équations (III,23) et (III,24), il ne reste plus qu'à exprimer explicitement la dérivée temporelle de la pression partielle de biogaz. Pour cela, nous partons de l'équation d'état et de l'équation de conservation de masse du biogaz considéré comme un gaz parfait.

$$\frac{\partial P_b}{\partial t} = \frac{RT}{M_b} \frac{\partial \rho_b}{\partial t} + \frac{R\rho_b}{M_b} \frac{\partial T}{\partial t} \quad (\text{III},38)$$

D'autre part, la fraction volumique de teneur en gaz peut s'exprimer sous la forme suivante :

$$\theta_g = \varepsilon(1 - S_l) = \varepsilon - \frac{\rho_0}{\rho_l} \omega \quad (\text{III},39)$$

Nous en déduisons alors que :

$$\frac{\partial(\rho_b \theta_g)}{\partial t} = -\rho_b \frac{\rho_0}{\rho_l} \frac{\partial \omega}{\partial t} + \varepsilon(1 - S_l) \frac{\partial \rho_b}{\partial t} = -\nabla \cdot \left[-\rho_b \frac{k_i k_{rg}}{\rho_g v_g} \nabla P + \rho_g D_v^* \nabla x_v \right] + \alpha_b \quad (\text{III},40)$$

soit en faisant apparaître les variables principales ω , T et P :

$$\begin{aligned} & \frac{M_b \varepsilon(1 - S_l)}{\rho_0 RT} \frac{\partial P}{\partial t} - \frac{M_b \varepsilon(1 - S_l)}{\rho_0 RT} \left(\frac{\rho_0}{\rho_l} \frac{P - P_v}{\varepsilon(1 - S_l)} + \frac{\partial P_v}{\partial \omega} \right) \frac{\partial \omega}{\partial t} - \frac{M_b \varepsilon(1 - S_l)}{\rho_0 RT} \left(\frac{P - P_v}{T} + \frac{\partial P_v}{\partial T} \right) \frac{\partial T}{\partial t} = \\ & \nabla \cdot \left[-\frac{\rho_g}{\rho_0} D_v^* \frac{\partial x_v}{\partial \omega} \nabla \omega - \frac{\rho_g}{\rho_0} D_v^* \frac{\partial x_v}{\partial T} \nabla T + \left(\frac{1}{\rho_0} (1 - x_v) \frac{k_i k_{rg}}{v_g} - \frac{\rho_g}{\rho_0} D_v^* \frac{\partial x_v}{\partial P} \right) \nabla P \right] + \frac{1}{\rho_0} \alpha_b \quad (\text{III},41) \end{aligned}$$

Nous pouvons également faire apparaître les termes de diffusion de masse explicités dans le paragraphe (III.4.2) :

$$\begin{aligned} & \frac{M_b \varepsilon (1 - S_l)}{\rho_0 RT} \frac{\partial P}{\partial t} - \frac{M_b \varepsilon (1 - S_l)}{\rho_0 RT} \left(\frac{\rho_0}{\rho_l} \frac{P - P_v}{\varepsilon (1 - S_l)} + \frac{\partial P_v}{\partial \omega} \right) \frac{\partial \omega}{\partial t} - \frac{M_b \varepsilon (1 - S_l)}{\rho_0 RT} \left(\frac{P - P_v}{T} + \frac{\partial P_v}{\partial T} \right) \frac{\partial T}{\partial t} = \\ & \nabla \cdot \left[\underbrace{-\mathbf{a}_v \nabla \omega}_{C_{13}} - \underbrace{\mathbf{a}_v \delta_v \nabla T}_{C_{23}} + \underbrace{\left(\frac{1}{\rho_0} (1 - x_v) \frac{k_i k_{rg}}{v_g} - \frac{\rho_g}{\rho_0} D_v^* \frac{\partial x_v}{\partial P} \right) \nabla P}_{C_{33}} \right] + \frac{1}{\rho_0} \alpha_b \end{aligned} \quad (\text{III},42)$$

C_{13} : Diffusion isotherme de la phase vapeur

C_{23} : Diffusion non isotherme de la phase vapeur

C_{33} : Diffusion de la phase gazeuse

α_b : Terme source de biogaz durant la phase anaérobie

III.5 Détermination des paramètres physico-chimiques du modèle

III.5.1 Les termes sources.

III.5.1.1 Terme source de production de biogaz

III.5.1.1.a Analyse bibliographique

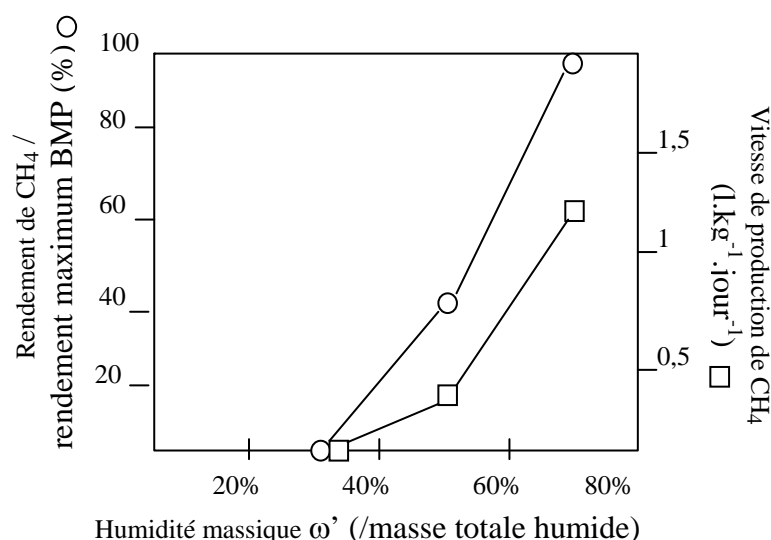


Figure III.2 : Variations de la vitesse de production (ordonnée de droite) et de la quantité de biogaz produite (ordonnée de gauche) en fonction de l'humidité massique ω' (/ masse totale humide) d'après expériences INSA. (BMP : Biochemical Methan Production)

Les courbes de la figure fIII.2 donnent les variations de la vitesse de production de biogaz et la quantité de biogaz produite déterminée par rapport au BMP de l'échantillon (cf Chapitre I.2.1) en fonction de l'humidité ω' (exprimée par rapport à la masse totale humide de déchets). Elles ont été établies à partir de premières expériences menées au laboratoire de l'INSA de Toulouse et montrent la forte influence de la teneur en eau sur la production gazeuse. Cette variation est semblable à celle présentée dans la littérature, notamment par Riester (1994), Noble (1988) et Gurijala & Sulfita (1993). Une étude bibliographique complète de l'influence de l'humidité sur la production gazeuse est développée dans le chapitre I.

A notre niveau et compte tenu des études expérimentales réalisées jusqu'à présent, le modèle intégrant les effets de l'humidité sur les productions gazeuses demeure encore relativement intuitif. Ainsi, de la même façon que Riester (1994), nous appréhendons l'influence de la teneur en liquide sur les cinétiques de production de biogaz par des fonctions empiriques de l'humidité. En deçà de $\omega = 42,8\%$ (ie $\omega' = 30\%$), la production

gazeuse est considérée comme nulle. Puis la dépendance avec l'humidité croît linéairement jusqu'à la capacité au champs des déchets ($\omega = \omega_c = 66,7\%$ ie $\omega_c' = 40\%$). A partir de cette valeur et jusqu'à un taux proche de la saturation ($\omega = \omega_{\max} = 180\%$), la teneur en eau ne devient plus un facteur limitant pour l'activité microbienne, cette dernière disposant d'assez d'humidité pour dégrader la matière organique. Nous noterons également qu'à saturation ($\omega = \omega_{\text{sat}} = 194.3\%$), conformément à la littérature, la production de biogaz baisse en moyenne de 25% en raison d'une solubilisation et d'une dilution trop importantes des bactéries dans le milieu aqueux. (Gurijala & Sulfita (1993); Jokela & al (1999)). L'évolution de cette fonction empirique de l'humidité est schématisée sur la figure fIII.3.

Les autres facteurs influant la production gazeuse sont la nature des déchets ainsi que leur température (c'est elle en particulier qui conditionne la population microbienne). Comme nous l'avons souligné précédemment (chapitre I), Findikakis & al (1979), Arigala & al (1995) et El Fadel & al (1996) ont décomposé les déchets en trois fractions organiques, différentes suivant leur taux de biodégradabilité: une partie rapidement dégradable, une seconde moyennement et une dernière lentement. De plus, les constantes cinétiques de dégradation qui sont associées à ces trois types de déchets sont supposées comme étant du premier ordre ; c'est en effet l'hydrolyse de la matière solide qui contrôle les cinétiques de dégradation. Ainsi pour chacune de ces trois fractions, il existe une constante cinétique reliée à la température par l'équation d'Arrhénius.

III.5.1.1.b Mise en place du modèle mathématique de production de biogaz

Compte tenu de l'analyse bibliographique que nous venons de présenter, la production de biogaz peut être modélisée de la façon suivante :

$$\alpha_b = \sum_{i=1}^3 f(\omega) A_i C_{Tb} \lambda_i(T) \exp(-\lambda_i(T)t) \quad (\text{III},43)$$

α_b : Taux de génération de biogaz (mol de gaz. m^{-3} de déchets. s^{-1})

$f(\omega)$: Coefficient « fonction empirique de l'humidité ω » (exprimée ici par rapport à la masse sèche de déchets avec $\omega' = \omega / (1 + \omega)$)

A_i = Fraction du composé i de déchets ($i = 1$ rapidement; $i = 2$: moyennement et $i = 3$: lentement biodégradable)

λ_i = Constante cinétique de génération de biogaz de A_i (s^{-1})

C_{Tb} = Potentiel total (initial) de génération de biogaz ($\text{mol de gaz. m}^{-3}$ de déchets)

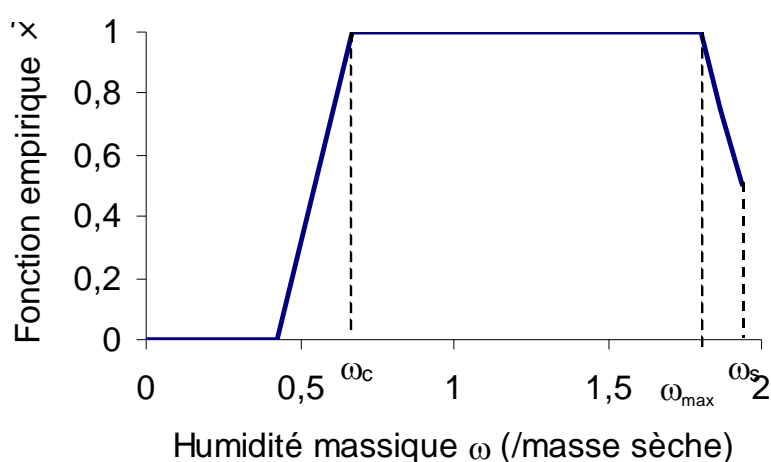


Figure III.3 : modélisation de la fonction empirique $f(\omega)$

Modèle cinétique de dégradation des déchets (Loi d'Arrhénius) :

$$\lambda_i(T) = \beta_i \exp(-Ea_i / RT) \quad (\text{III},44)$$

β_i = constante (s^{-1})

Ea_i = Energie d'activation du composé i (J)

R = Constante universelle des gaz parfaits ($\text{J. mol}^{-1}. ^\circ\text{K}^{-1}$)

T = Température ($^\circ\text{K}$)

Le tableau tIII.1 synthétise les valeurs des constantes cinétiques rencontrées dans la littérature et celles obtenues par l'INSA de Toulouse à partir de cellules expérimentales de

déchets prélevés sur site. Les disparités entre les échantillons et les protocoles opératoires peu explicites expliquent les fortes différences entre ces valeurs.

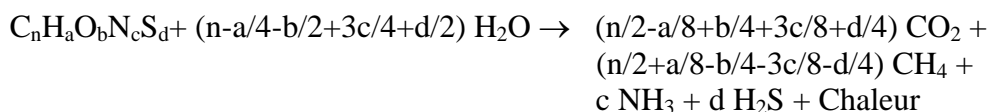
	Arigala & al (1995)	Findikakis & al (1979) El Fadel & al (1996)	INSA
Fraction Ai			
A ₁	15 %	15 %	
A ₂	30 %	30 %	
A ₃	35 %	35 %	
Potentiel biogaz C _{Tb}	0.178 m ³ .kg ⁻¹ déchets	0.12 m ³ .kg ⁻¹ déchets	
Constante cinétique de génération de biogaz:			
λ ₁	4.395 10 ⁻⁹ s ⁻¹	5.206 10 ⁻¹⁰ s ⁻¹ *	4.63 10 ⁻⁷ s ⁻¹ *
λ ₂	7.325 10 ⁻¹⁰ s ⁻¹	8.68 10 ⁻¹¹ s ⁻¹ *	1.157 10 ⁻⁷ s ⁻¹ *
λ ₃	5.945 10 ⁻¹⁰ s ⁻¹	1.732 10 ⁻¹¹ s ⁻¹ *	2.315 10 ⁻⁸ s ⁻¹ *
β ₁		6.539 10 ⁻⁸ s ⁻¹	5.815 10 ⁻⁵ s ⁻¹
β ₂		1.09 10 ⁻⁸ s ⁻¹	1.454 10 ⁻⁵ s ⁻¹
β ₃		2.175 10 ⁻⁹ s ⁻¹	2.907 10 ⁻⁶ s ⁻¹
Eai/R		1561.1°K	1561.1°K

Tableau III.1 : Synthèse des données bibliographiques et résultats expérimentaux obtenus à l'INSA Toulouse concernant la production de biogaz (* : constantes cinétiques évaluées pour une température de 50°C)

Finalement, la modélisation du terme source de biogaz demeure aujourd'hui encore peu précise, tout particulièrement quand il s'agit de traduire sa dépendance avec la teneur en humidité du milieu. D'autre part, les valeurs des constantes cinétiques qui caractérisent les vitesses de production de biogaz sont très différentes selon les auteurs. Dans notre modélisation, nous avons volontairement choisi de retenir les valeurs obtenues par le laboratoire de l'INSA de Toulouse car, suite à des premières simulations réalisées avec les constantes cinétiques provenant de la littérature, les productions de biogaz nous paraissaient relativement faibles par rapport à celles que l'on peut obtenir *in situ*. Nous verrons cependant que ces valeurs sont vraisemblablement surestimées puisqu'elles conduisent maintenant à des montées en pression importantes dans les casiers de déchets (cf chapitre IV consacrés aux résultats des simulations numériques). Enfin, nous considérons une loi de production de biogaz du premier ordre, et ce quelque soit l'évolution physique et chimique des déchets. Nous supposons en effet qu'une modification ou qu'une perturbation du milieu, tel un assèchement ou une humidification brutale des déchets, ne modifierait pas les cinétiques de production. Ce qui signifie en d'autres termes qu'une loi du premier ordre reste toujours valable pour décrire le comportement physico chimique des déchets, et ce malgré d'éventuelles perturbations environnementales. Cette hypothèse elle aussi très forte en soi n'a pas été encore vérifiée en laboratoire.

III.5.1.2 Terme puits d'humidité durant la phase anaérobique

Il existe dans la littérature des méthodes stœchiométriques pour prédire les productions théoriques de biogaz. Pour cela des formulations théoriques sur la composition des déchets ont été établies par différents auteurs puis appliquées à des équations du type de Buswell. (Lambert (1997), Kayhanian (1995), Encom (1980))



Dans cette modélisation qui généralise l'ensemble des étapes de la phase anaérobie, il est important de noter que l'hydrolyse des déchets s'accompagne d'une consommation d'eau. Le tableau tIII.2 présente deux compositions types de déchets. Le bilan stœchiométrique permet d'explicitier les quantités d'eau consommées en fonction de la production de méthane et donc de biogaz.

Auteur	Ordures Ménagères	Rapport Stœchiométrique
Kayhanian (1995)	$C_{46}H_{73}O_{31}N$	$n_{CH_4} = (14/24) \quad n_{H_2O} = 1.71 \quad n_{H_2O}$
Encom (1980)	$C_{99}H_{149}O_{59}N$	$n_{CH_4} = (53/33) \quad n_{H_2O} = 1.61 \quad n_{H_2O}$

Tableau III.2 : Synthèse bibliographique des formulations théoriques de la composition atomique des déchets et de l'équilibre stœchiométrique

III.5.1.3 Terme source de production de chaleur

La production de chaleur pendant la phase anaérobie est largement inférieure à celle produite durant la phase aérobie mais permet tout de même d'entretenir des champs thermiques relativement importants au sein des déchets. Il semblerait qu'elle compense en particulier les pertes de chaleur que nous rencontrons aux parois des casiers. Selon certains auteurs, cette production varierait entre 2 et 60 KJ par mole de CH_4 produite (Pirt (1978); Emberton (1986); Barlaz (1990); Yoshida & al (1997))

III.5.2 La pression capillaire.

Les phénomènes de capillarité interviennent lorsqu'un liquide mouillant envahit une matrice poreuse. Il y a alors formation d'interfaces courbes entre le liquide et le gaz initialement piégé, générant ainsi une différence de pression entre ces deux phases. Cette différence de pression entre la phase liquide et la phase gazeuse est appelée pression capillaire.

III.5.2.1 Détermination expérimentale de la courbe de pression capillaire

Dans un milieu donné, la pression capillaire varie avec la saturation (en liquide ou en gaz) et la température. En général, pour caractériser un écoulement diphasique en milieu poreux, on utilise la courbe de pression capillaire $P_c = P_c(\omega)$.

Cette courbe n'est déterminée avec précision que par voie expérimentale. La relation $P_c(\omega)$ présente un effet d'hystérésis suivant qu'elle est obtenue par un processus de drainage (on assèche un milieu initialement saturé) ou d'imbibition (on envahit avec le fluide mouillant la matrice poreuse sèche).

Seules des expériences de drainage ont été réalisées à l'IMFT, l'effet d'hystérésis ne sera donc pas pris en compte dans la détermination future des coefficients. Cependant, ce phénomène est relativement minime et par conséquent n'affectera pas les résultats de la modélisation (Molenda (1991)).

Les échantillons de déchets utilisés pour l'expérience proviennent du C.E.T. de Vert Le Grand. Ils ont été prélevés à une vingtaine de mètres de profondeur. Plusieurs expériences ont été réalisées afin de s'assurer de la reproductibilité des résultats. Toutefois, il est toujours difficile de contrôler la similitude des échantillons expérimentaux. Nous avons donc décidé de partir d'échantillons de même densité et de même porosité, ces deux facteurs nous semblant les plus importants dans la détermination des courbes de pression capillaire.

Le protocole expérimental est identique à celui utilisé par Lanini (1998), seule la taille des cellules de déchets diffère (1,5 litre au lieu de 0,75 litre auparavant). Une cellule de déchets est initialement saturée en eau; puis de l'air à une pression constante P_g est injecté par le haut de manière à entraîner une quantité d'eau vers le bas. Cet excédent d'eau

est alors récupéré et pesé de manière à déterminer par différence la teneur en humidité de la cellule.

III.5.2.2 Modèles mathématiques de la courbe de rétention

Nous présentons sur la figure fIII.4 l'exemple d'une courbe de pression capillaire obtenue à partir d'expériences réalisées à l'IMFT, et celles résultant des calages des modèles mathématiques empiriques de Campbell et Van Genuchten présentés ci après.

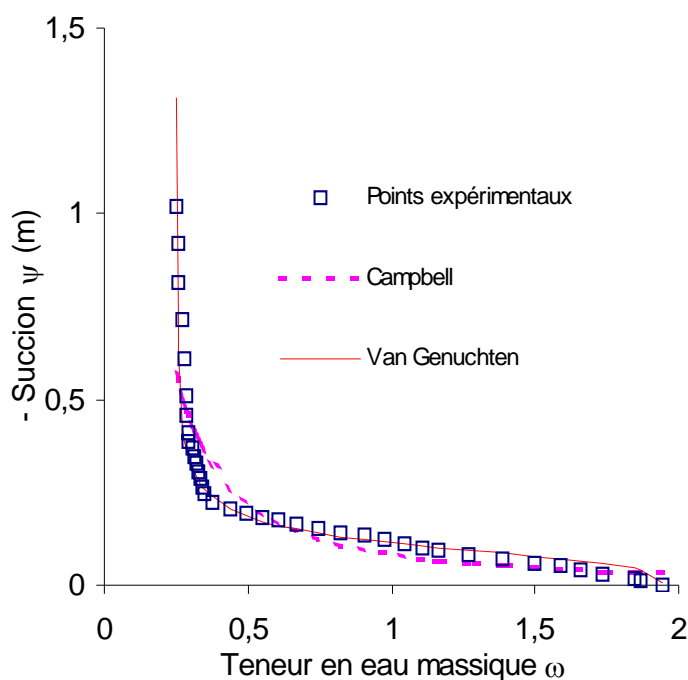


Figure III.4 : Courbe de pression capillaire expérimentale et lois empiriques calées de Campbell et Van Genuchten

III.5.2.2.a Modèle de Campbell et modèle de Van Genuchten

i) Modèle de Campbell

$$\psi(\omega) = \psi_e \left(\frac{\omega}{\omega_s} \right)^{-b} \quad (\text{III,45})$$

$$\psi_e = -0.0323 \text{ m}, \quad b = 1.5$$

$$\omega_s = 1.943 \quad (\text{teneur en eau à saturation})$$

ii) Modèle de Van Genuchten

$$\psi(\omega) = \frac{1}{\alpha} \left(\omega_e^{-1/m} - 1 \right)^{1/n} \quad (\text{III,46})$$

$$\alpha = -10 \text{ m}^{-1}, \quad m = 0.8718, \quad n = 1/(1-m)$$

$$\omega_e = \frac{\omega - \omega_r}{\omega_s - \omega_r} \quad (\text{teneur en eau efficace})$$

$$\omega_r = 0.25 \quad (\text{teneur en eau résiduelle})$$

$$\omega_s = 1.943 \quad (\text{teneur en eau à saturation})$$

III.5.2.2.b Comparaison avec des valeurs de la bibliographie

Le tableau tIII.3 présente quelques valeurs mentionnées dans la littérature pour modéliser les transferts de lixiviats dans les déchets (Korfiastis & Dematrakopoulos (1984); Vincent (1991)) ou tout simplement caractériser un déchet de site (Lanini (1998)). Nous remarquerons dans un premier temps que, tout comme pour la détermination des constantes cinétiques de production de biogaz, les valeurs diffèrent de façon significative. Ceci est essentiellement dû à des conditions expérimentales différentes (nature et âge des déchets, densité, porosité...).

D'autre part, Korfiatis & Dematracopoulos (1984) notent la forte sensibilité de ces paramètres dans la simulation des transferts de masse : la validation des résultats numériques nécessite parfois de réévaluer les valeurs de ces coefficients.

<i>Auteur</i>	Korfiatis & Dematracopoulos (1984)	Vincent (1991)	Lanini (1998)	Aran
<i>Porosité des déchets</i>	50 % - 60 %	64 %	65 %	65 %
<i>Teneur en eau massique à : saturation (ω_s) résiduelle (ω_r)</i>	$\omega_s = 89.3 \%$ $\omega_r = 40.6 \%$	$\omega_s = 189.4 \%$	$\omega_s = 121.4 \%$ $\omega_r = 31.4 \%$	$\omega_s = 194.3 \%$ $\omega_r = 25.4 \%$
<i>Modèle de Campbell</i>	$\psi_e^{\text{exp}} = -0.10 \text{ m}$ $\psi_e^{\text{num}} = -0.15 \text{ m}$ $b^{\text{exp}} = 3$ $b^{\text{num}} = 4.5$	$\psi_e^{\text{exp}} = -0.10 \text{ m}$ $\psi_e^{\text{num}} = -0.15 \text{ m}$ $b^{\text{exp}} = 3$ $b^{\text{num}} = 4.5$	$\psi_e^{\text{exp}} = -0.035 \text{ m}$ $b^{\text{exp}} = 3.25$	$\psi_e^{\text{exp}} = -0.0323 \text{ m}$ $b^{\text{exp}} = 1.5$
<i>Modèle de Van Genuchten</i>	$\alpha = /$ $m = /$	$\alpha^{\text{exp}} = /$ $m^{\text{exp}} = /$	$\alpha^{\text{exp}} = -10 \text{ m}^{-1}$ $m^{\text{exp}} = 0.615$	$\alpha^{\text{exp}} = -10 \text{ m}^{-1}$ $m^{\text{exp}} = 0.872$

Tableau III.3 : Bibliographie des paramètres de calages des courbes expérimentales de pression capillaire (exp : valeurs expérimentales ; num : valeurs des simulations numériques)

III.5.3 Les perméabilités.

Paramètres essentiels dans la physique des milieux poreux, les perméabilités contrôlent l'essentiel des transferts de masse. Malheureusement, au sein des déchets elles demeurent encore mal estimées et ce compte tenu de leur comportement évolutif et des difficultés liées aux protocoles expérimentaux (les prélèvements d'échantillons et les carottages déstructurent le milieu). Il existe toutefois des fonctions empiriques découlant des fonctions des courbes de pression capillaire qui permettent de modéliser l'évolution de ce paramètre. Cependant, nous avons vu que suivant la qualité de l'échantillon utilisé

expérimentalement, les coefficients de calage des courbes de pression peuvent être très différents les uns des autres. Les perméabilités déterminées à partir de ces valeurs peuvent à leur tour être elles aussi très différentes et les résultats sur les transferts de masse varier considérablement. Afin de palier ces difficultés et ces incertitudes, notre modélisation s'appuiera à la fois sur des résultats expérimentaux provenant du site étudié, sur des modèles mathématiques empiriques et sur des données bibliographiques.

III.5.3.1 Bibliographie

Il existe dans la bibliographie de nombreuses données concernant les perméabilités des déchets. Mais avant d'énumérer quelques unes de ces valeurs, nous rappellerons quelques notions fondamentales sur le concept de perméabilité.

La perméabilité d'un milieu (dite « *efficace* » et notée k_e [m^2]) peut se décomposer comme étant le produit de deux perméabilités, l'une dite « *intrinsèque* » k ou k_i [m^2] qui traduit la tortuosité et la géométrie du milieu poreux, l'autre dite « *relative* » k_{ri} (i = phase liquide ou gazeuse) qui traduit la facilité de circulation plus ou moins grande d'un fluide dans un milieu poreux partiellement occupé par un autre suivant le degré de saturation de ce milieu. En milieu diphasique, l'état du totalement saturé n'existe que très rarement et on considère généralement que proche de la saturation, une fraction irréductible d'un constituant i ne peut être chassé par l'autre fluide (figure fIII.5). Dans ces deux cas, la perméabilité relative prend alors la valeur "1" et la perméabilité intrinsèque devient égale à la perméabilité dite à « *saturation* ». Dans la littérature et plus précisément dans la modélisation des transferts d'humidité, les auteurs utilisent plus régulièrement la conductivité hydraulique à saturation K_s (en [$m.s^{-1}$]) qui est reliée aux deux autres perméabilités par la relation :

$$K_s = \frac{k k_{r_l}(s_l = 1)}{\gamma_l} g = \frac{k}{\gamma_l} g \quad (III,47)$$

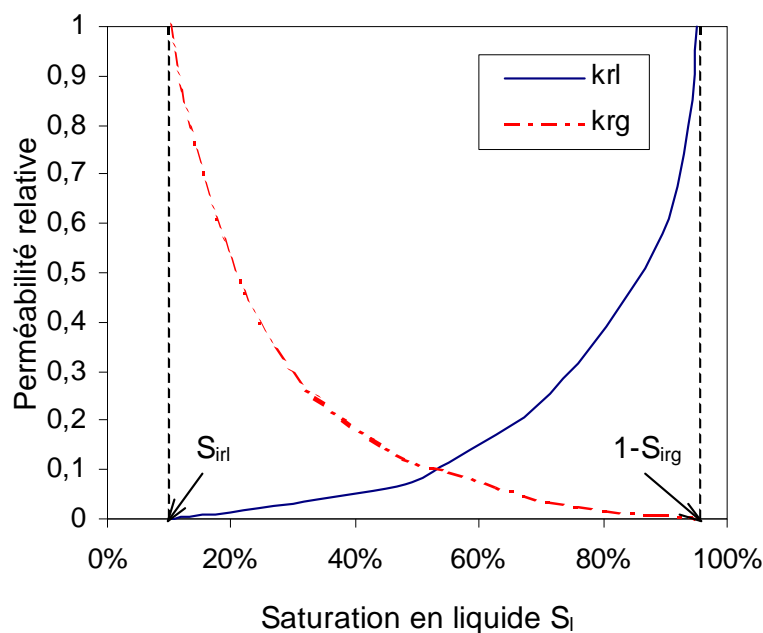


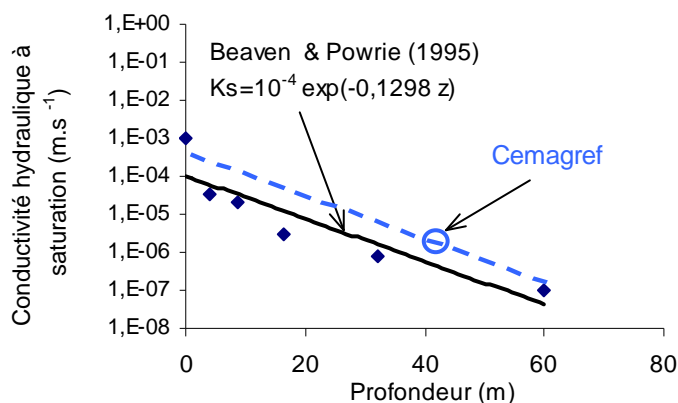
Figure III.5 : Evolution théorique de la perméabilité relative en fonction de la saturation en liquide. (S_{irl} : saturation irréductible en liquide, S_{irg} : saturation irréductible en gaz)

III.5.3.2 Perméabilité intrinsèque horizontale et verticale

Les déchets contrairement à des milieux homogènes inertes se caractérisent par leur comportement évolutif, dans le temps et dans l'espace. La dégradation et la déstructuration de la matrice solide ainsi que les tassements naturels ou forcés liés aux modes de stockage et de gestion sont les principales causes de leur transformation. Par conséquent, il est important de tenir compte de l'anisotropie d'un tel milieu. Arigala & al (1995) et Young (1989) estiment à 3 le rapport entre la perméabilité intrinsèque horizontale et verticale. Hudson & al (1999) ont à partir d'une cellule expérimentale de compression déterminé un rapport maximal de 5 entre ces deux perméabilités.

De nombreuses études (in situ ou en laboratoire) ont été menées afin de déterminer les conductivités hydrauliques à saturation des déchets (c'est à dire les perméabilités intrinsèques des déchets à la viscosité du fluide près). Vincent (1991) donne une valeur de 10^{-4} m.s^{-1} pour des déchets ménagers frais. Rowe & Nadaradjah (1996), suite à des mesures réalisées sur un centre de stockage de déchets à New York, estiment les conductivités à 10^{-4} m.s^{-1} en surface jusqu'à 10^{-8} m.s^{-1} à 40 m de profondeur. Ahmed & al (1992) font état de conductivités hydrauliques de $2.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ toujours pour un site proche de la ville de New York. Enfin, Beaven & Powrie (1995) ont au moyen d'une cellule de compression déterminé des conductivités variant de 10^{-3} m.s^{-1} à la surface d'un casier à 10^{-7} m.s^{-1} à 60m de profondeur.

Des études ont également été réalisées sur la décharge de Vert Le Grand par le Cemagref d'Anthony. Les conductivités hydrauliques à saturation mesurées en fond de casier ($\approx 40\text{m}$ de profondeur) sont de l'ordre de 10^{-6} m.s^{-1} . Dans notre modélisation, nous nous sommes donc appuyés sur ces valeurs, les perméabilités aux autres profondeurs étant extrapolées conformément aux variations proposées par Beaven & Powrie (1995).



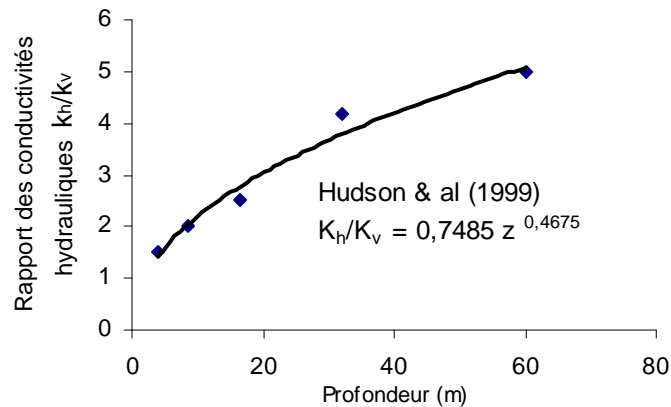


Figure III.5 : Evolution des perméabilités intrinsèques horizontales et verticales avec la profondeur

III.5.3.3 Perméabilité relative de la phase liquide et gazeuse

III.5.3.3.a Perméabilité relative de la phase liquide

A partir des deux modèles théoriques d'évolution de la pression capillaire avec la teneur en liquide du milieu (modèle de Campbell et modèle de Van Genuchten), il est possible de déterminer de nouvelles fonctions empiriques d'évolution de la perméabilité relative avec l'humidité.

i) Modèle de Campbell

$$\psi(\omega) = \psi_e \left(\frac{\omega}{\omega_s} \right)^{-b}$$

$$k_e = k_s . k_r = k_s \left(\frac{\omega}{\omega_s} \right)^B \quad (\text{III},48)$$

$$B = 2b + 3$$

$$B = 6$$

$$\psi_e = -0.0323 \text{ m}$$

$$\omega_s = 1.943$$

ii) Modèle de Van Genuchten

$$\psi(\omega) = \frac{1}{\alpha} \left(\omega_e^{-1/m} - 1 \right)^{1/n}$$

$$k_e = k_s . k_r = k_s . \sqrt{\omega_e} \left[1 - \left(1 - \omega_e^{1/m} \right)^m \right]^p \quad (\text{III},49)$$

$$\omega_e = \frac{\omega - \omega_r}{\omega_s - \omega_r}$$

$$n = 1/(1-m)$$

$$\omega_r = 0.25$$

$$\omega_s = 1.943$$

$$\alpha = -10 \text{ m}^{-1}$$

$$m = 0.8718$$

III.5.3.3.b Perméabilité relative de la phase gazeuse

La perméabilité relative de la phase gazeuse n'a pas été évaluée de façon expérimentale. Sa variation a été appréhendée de telle manière que :

✓ $kr_g = 1$ pour $\omega = 0.25$, c'est à dire pour $kr_l = 0$

✓ $kr_g = 0$ pour $\omega = \omega_{\text{sat}}$, c'est à dire pour $kr_l = 1$

III.5.4 La tension interfaciale.

Nous avons vu dans le paragraphe (III.5.2.) que lorsqu'un liquide mouillant envahissait une matrice poreuse, il y avait formation d'interface courbe entre la phase liquide et la phase gazeuse. L'équilibre de cette interface résulte de l'existence de part et d'autre des deux fluides d'une différence de pression appelée pression capillaire qui s'exprime d'après la loi de Laplace en fonction de la tension interfaciale $\sigma(T)$ du couple gaz - liquide, des rayons de courbures principaux de l'interface et de l'angle de mouillabilité α . Dans le cas d'une phase liquide parfaitement mouillante ($\cos \alpha \approx 1$) et d'un capillaire de section droite circulaire, l'expression de la loi de Laplace s'écrit :

$$P_c = \frac{2\sigma}{r} \quad \text{ou} \quad \psi = -\frac{1}{\rho_l g} \frac{2\sigma}{r} \quad (\text{III},50)$$

avec r rayon du pore.

La dépendance de la pression capillaire (ou succion) avec la température est liée aux variations de la tension interfaciale σ avec T . Crausse (1983) établit dans sa thèse la relation :

$$\left(\frac{\partial \psi}{\partial T} \right)_\omega = \frac{\psi}{\sigma} \frac{d\sigma}{dT} \quad (\text{III},51)$$

Nous avons donc expérimentalement évalué les variations de la tension interfaciale du couple lixiviat - air avec la température. Idéalement, et dans un premier temps, nous aurions dû analyser la composition chimique du lixiviat utilisé. La figure fIII.7 montre effectivement la sensibilité de la tension interfaciale à la nature des fluides étudiés, en l'occurrence ici un couple eau - air et lixiviat - air. Si nous poussons notre raisonnement à l'extrême, en toute rigueur nous aurions du travailler avec du biogaz comme fluide non mouillant. Cependant, les fortes différences rencontrées dans l'analyse du lixiviat et du biogaz, que ce soit d'un site à l'autre ou au cours du temps dans une même décharge, montrent que notre échantillon n'est, de toute façon, pas représentatif de l'ensemble des sites étudiés. La courbe de tension interfaciale a donc été réalisée pour du lixiviat de la décharge de Vert Le Grand en contact avec de l'air.

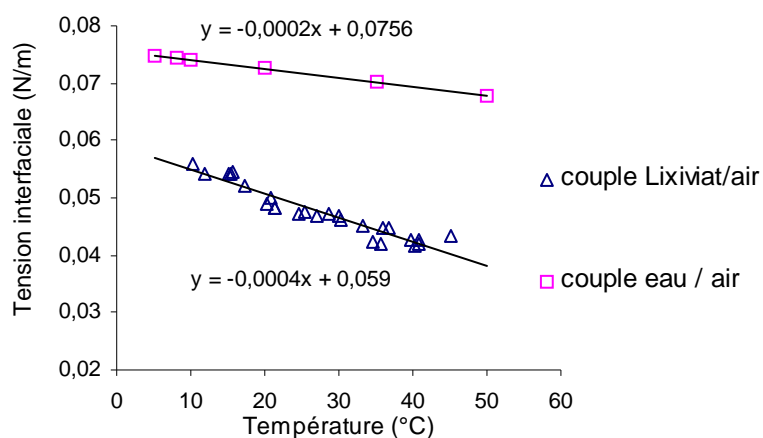


Figure III. 7 : Courbe de tension interfaciale Lixiviat - Air et Eau - Air

III.5.5 La viscosité de la phase liquide.

Nous n'avons pas mesuré expérimentalement la viscosité du lixiviat. De toute façon, la viscosité d'un fluide dépend à la fois de sa température, mais également et surtout de la nature de ce fluide. La même critique établie pour la détermination de la tension interfaciale peut donc être réitérée : le lixiviat de Vert Le Grand prélevé à l'instant « t » est-il représentatif de l'ensemble des lixiviats des décharges de France et de Navarre ? Certainement pas. Nous avons donc opté pour des valeurs de viscosité de la phase liquide similaire à celle de l'eau, en estimant que ce n'était pas là non plus le facteur déterminant dans les transferts de masse d'humidité.

Température (°C)	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90
Viscosité cinématique * 10 ⁻⁹ (m ² .s ⁻¹)	1792	1308	1005	801	656	549	469	406	356	316

Tableau III.4 : Variation de la viscosité cinématique de la phase liquide avec la température

III.5.6 La viscosité de la phase gazeuse.

La viscosité de la phase gazeuse est plus délicate à déterminer puisque il s'agit là d'un mélange gazeux vapeur - biogaz, tous deux considérés comme parfaits. En effet, cette viscosité dépend à la fois de la nature des gaz en présence, de leur proportion dans le mélange et de la température du milieu.

Le modèle de viscosité du mélange gazeux s'appuie sur le modèle proposé par Findikakis & al (1976) qui donne la viscosité dynamique d'un mélange binaire de gaz A et B, avec les notations utilisées :

$$\mu_g = \frac{\mu_A}{1 + \theta_{AB} \frac{x_B}{x_A}} + \frac{\mu_B}{1 + \theta_{BA} \frac{x_A}{x_B}} \quad (\text{III},52)$$

avec : $x_A = 1 - x_B$

$$\theta_{ij} = \frac{\left[1 + \left(\frac{\mu_i}{\mu_j} \right)^{1/2} \left(\frac{M_i}{M_j} \right)^{1/4} \right]^2}{\sqrt{8} \left(1 + \frac{M_i}{M_j} \right)^{1/2}} \quad (\text{III},53)$$

L'application au mélange binaire biogaz - vapeur d'eau nous donne :

Viscosité du biogaz (mélange équimolaire CO₂ CH₄) :

$$\mu_{CO_2} = (1.935 + 0.0305T) \cdot 10^{-6} \text{ N.s.m}^{-2} \quad T \text{ en } ^\circ\text{K} \quad (\text{III},54)$$

$$\mu_{CH_4} = (-30.212 + 0.256T - 0.00035T^2) \cdot 10^{-6} \text{ N.s.m}^{-2} \quad T \text{ en } ^\circ\text{K} \quad (\text{III},55)$$

Viscosité de la phase vapeur :

$$\mu_v = B \frac{\sqrt{T}}{1 + \frac{C}{T}} \text{ N.s.m}^{-2} \quad T \text{ en } ^\circ\text{K} \quad (\text{III},56)$$

avec : B = 182.3 . 10⁸

C = 673 (Tideström (1961))

Nous pouvons alors déterminer la viscosité dynamique du mélange gazeux biogaz vapeur d'eau μ_g . La viscosité cinématique est donnée par le rapport entre la viscosité dynamique et la masse volumique du mélange gazeux $\rho_g = \rho_b + \rho_v$.

$$\nu_g = \frac{\mu_g}{\rho_g} \quad (\text{III},57)$$

III.5.7 Le coefficient de diffusion de la phase gazeuse.

Comme nous l'avons vu dans le paragraphe (III.4.1.2), la diffusion moléculaire d'une espèce i dans un mélange gazeux est modélisée par la loi de Fick. Cette loi fait intervenir un coefficient de diffusion massique qui pour des mélanges non binaires est difficilement quantifiable.

III.5.7.1 Mélange à n constituants

Nous rappelons que pour un mélange binaire à deux constituants A et B, la loi de Fick s'écrit :

$$J_A + J_B = 0 \quad J_A = -\rho_g \mathcal{D}_{AB} \nabla x_A \quad (\text{III},58)$$

avec \mathcal{D}_{AB} coefficient de diffusion de A dans B et x_A fraction molaire de A dans le mélange gazeux.

Dans le cas d'un mélange à n constituant, la détermination des flux de masse de chaque espèce est donnée par une extension de la loi de Fick écrite pour les n constituants.

$$J_i = -\rho_g \sum_{j=1}^n D_{ij} \nabla x_j \quad (\text{III},59)$$

avec $D_{ij} \neq D_{ji} \quad (D_{ij}=f(\mathcal{D}_{ij}, x_i, x_j))$

D_{ii} terme de diffusion principale

D_{ij} terme de diffusion croisée ; $D_{ij} \neq D_{ji}$; D_{ij} faibles devant D_{ii} ($\approx 10\%$)

Si la loi de Fick permet d'exprimer de façon explicite les densités de flux de masse de chaque espèce i dans le mélange gazeux, la détermination des coefficients de diffusion croisés et principaux devient par contre rapidement compliquée voire impossible. L'approche dite de Maxwell Stefan qui consiste à expliciter les gradients de concentration de chaque espèce en fonction de l'ensemble des flux permet de palier ce problème.

$$\nabla x_i = \sum_{j=1}^n \frac{x_i x_j}{\mathcal{D}_{ij}} \left(\frac{J_j}{\rho_j} - \frac{J_i}{\rho_i} \right) \quad (\text{III},60)$$

Cette fois ci, les coefficients de diffusion sont facilement déterminables puisqu'ils correspondent à ceux des mélanges binaires. Mais dans ce cas, la détermination des flux devient beaucoup plus problématique puisqu'ils sont maintenant difficilement isolables.

Les problèmes à n constituants présentent donc des difficultés réelles. Cependant, dans le cas de mélanges ternaires, il existe pour chaque expression (Fick ou Maxwell Stefan) une approche simplificatrice permettant de gérer ces difficultés. Reid & al (1966)

proposent dans la formulation de Maxwell Stefan de considérer que chaque espèce i diffuse dans un mélange homogène stable. Ceci signifie donc que la vitesse de diffusion des autres espèces devient nulle ($J_j = 0$). Par conséquent, l'équation (III,60) s'écrit

$$\nabla x_i = - \sum_{\substack{j=1 \\ i \neq j}}^n \frac{x_j}{\rho_g D_{ij}} J_j$$

$$J_i = -\rho_g \frac{1}{\sum_{\substack{j=1 \\ i \neq j}}^n \frac{x_j}{D_{ij}}} \nabla x_i = -\rho_g D_i \nabla x_i \quad (\text{III,61})$$

et prend alors une formulation de type Fick où les flux de masse sont explicités à l'aide de coefficients de diffusion connus.

Onsager (1945) puis Cussler (1997) proposent pour simplifier l'approche de Fick de considérer arbitrairement un des constituants comme solvant. L'expression (III,59) se met sous la forme :

$$J_i = -\rho_g \sum_{j=1}^n D_{ij} \nabla x_j$$

$$J_n = - \sum_{i=1}^{n-1} J_i \quad (\text{III,62})$$

Ainsi dans le cas d'un mélange ternaire ($i=1,2,3$), les expressions des densités de flux et des coefficients de diffusion croisée et principale redeviennent relativement simples :

$$\begin{aligned} J_1 &= -\rho_g (D_{11} \nabla x_1 + D_{12} \nabla x_2) \\ J_2 &= -\rho_g (D_{21} \nabla x_1 + D_{22} \nabla x_2) \\ J_3 &= -(J_1 + J_2) \end{aligned} \quad (\text{III,63})$$

avec

$$\begin{aligned} D_{11} &= (x_1, x_2, x_3, D_{13}, D_{12}, D_{23}) \\ D_{12} &= (x_1, x_2, x_3, D_{13}, D_{12}, D_{23}) \\ D_{21} &= (x_1, x_2, x_3, D_{13}, D_{12}, D_{23}) \\ D_{22} &= (x_1, x_2, x_3, D_{13}, D_{12}, D_{23}) \end{aligned}$$

L'expression littérale complète de chacun de ces coefficients est développée dans la revue de Cussler (1997).

III.5.7.2. Cas d'un mélange binaire. Approche de la modélisation

Nous avons vu dans le paragraphe précédant que les problèmes traitant des mélanges à n constituants pouvaient rapidement devenir complexes, même dans le cadre d'une étude d'un mélange ternaire. Or, le biogaz généré par la dégradation des déchets est au moins constitué d'un mélange de méthane et dioxyde de carbone. On peut également y trouver de l'oxygène, de l'azote provenant d'infiltration d'air à travers la couche de déchets, voire de l'hydrogène pendant certaines phases de la dégradation ainsi qu'une multitude de composés secondaires à l'état de trace. Ceci signifie donc qu'en toute rigueur, une équation de conservation de masse doit être écrite pour chaque constituant. Donc, même en considérant le biogaz simplement comme un mélange constitué de méthane et de dioxyde de carbone, notre système devrait comporter une équation de conservation de masse supplémentaire. Or nous estimons qu'il est déjà suffisamment dense en soi pour ne pas le compliquer davantage. C'est la raison pour laquelle nous avons choisi de considérer le biogaz comme un gaz parfait dans sa totalité, notre système gazeux se résumant à un mélange binaire de biogaz et vapeur d'eau. Ceci étant, les caractéristiques physico chimiques (densité, molarité...) relatives au biogaz ont toutes été calculées en considérant ce dernier comme un mélange équimolaire de méthane et dioxyde de carbone.

Ainsi, dans le cadre d'une étude de mélanges binaires A et B, Reid & al (1966) proposent un modèle de calcul de l'ensemble des coefficients de diffusion.

$$\mathcal{D}_{AB} = \frac{3}{16} \frac{(4\pi kT/M_{AB})^{1/2}}{n\pi\pi_{AB}^2\Omega_D} \cdot f_D \quad (\text{III},64)$$

avec : k : constante de Boltzman
 T : température en °K
 n : densité moléculaire

Ω_D : coefficient d'interaction collision

σ_{AB} : dimension caractéristique

f_D : coefficient correcteur ($1 < \dots < 1,02$)

$M_{AB} = 2.(1/M_A + 1/M_B)^{-1}$, M_A et M_B masses moléculaires de A et B

Dans le cas d'un mélange de gaz parfait, cette expression se simplifie ($f_D = 1$) en :

$$D_{AB}(m^2/s) = \frac{0.00266T^{3/2}}{P.M_{AB}^{1/2}\sigma_{AB}^2\Omega_D} . 10^{-4} \quad (III,65)$$

avec :

T : température en °K

P : pression en bar

$\sigma_{AB} = (\sigma_A + \sigma_B)/2$ en Amstrong

Ω_D : coefficient d'interaction collision sans dimension

$$\Omega_D = \frac{A}{(T^*)^B} + \frac{C}{\exp(DT^*)} + \frac{E}{\exp(FT^*)} + \frac{G}{\exp(HT^*)} \quad (III,66)$$

avec :

A=1.06036

E=1.03587

B=0.15610

F=1.52996

C=0.19300

G=1.76474

D=0.47637

H=3.89411

$$T^* = \frac{kT}{\varepsilon_{AB}}$$

$$\varepsilon_{AB} = (\varepsilon_A \cdot \varepsilon_B)^{1/2}$$

L'application au mélange gazeux biogaz vapeur d'eau donne :

$M_b = 30 \text{ g.Mol}^{-1}$	$\diamond \sigma_b = (\sigma_{\text{CO}_2} + \sigma_{\text{CH}_4})/2$ $\sigma_{\text{CO}_2} = 3.758 \text{ \AA}$ $\sigma_{\text{CH}_4} = 3.941 \text{ \AA}$	$\diamond \epsilon_b = (\epsilon_{\text{CO}_2} * \epsilon_{\text{CH}_4})^{1/2}$ $\epsilon_b/k = 170.3^\circ\text{K}$
$M_v = 18 \text{ g.Mol}^{-1}$	$\diamond \sigma_v = 2.641 \text{ \AA}$	$\diamond \epsilon_v/k = 809.1^\circ\text{K}$
<u>$M_{bv} = 22.5 \text{ g.Mol}^{-1}$</u>	<u>$\sigma_{bv} = 3.24525 \text{ \AA}$</u>	$\epsilon_{bv}/k = (\epsilon_b/k * \epsilon_v/k)^{1/2}$ <u>$\epsilon_{bv}/k = 371.2^\circ\text{K}$</u>

Tableau III.5 : Synthèse des coefficients intervenant dans la détermination du coefficient de diffusion de la vapeur dans le biogaz au sein du mélange gazeux.

Nous venons donc de déterminer le coefficient de diffusion de la vapeur dans un mélange constitué de vapeur d'eau et de biogaz. Dans le cas des milieux poreux, ce coefficient est pondéré par une fonction empirique de l'humidité (ω) qui traduit la résistance du milieu à laisser diffuser une espèce, résistance liée à la tortuosité et la saturation en fluide du milieu en question. Nous adoptons la valeur fournie par Moyne (1987) puis reprise par Courivaud (1993) :

$$(\omega) = - 0.06176 * \omega + 0.12 \quad (\text{III},67)$$

III.5.8 La conductivité thermique des déchets.

En milieu poreux, la conductivité thermique dépend non seulement de la température mais également de la saturation en fluide. Il existe quelques modèles géométriques ou statistiques de calcul de la conductivité thermique effective de milieux poreux suivant leur taux de saturation mais seule la détermination expérimentale permet d'accéder à des valeurs précises de cette grandeur (Bories & Prat (1995)). Concernant les déchets, il existe

un nombre important de références bibliographiques dans lesquelles une estimation de ce coefficient a été réalisée afin d'y modéliser les transferts de chaleur. Cependant, jamais sa dépendance avec l'humidité n'a été prise en compte. Pourtant, comme nous allons le voir, la sensibilité à ce facteur est importante : un milieu constitué de déchets faiblement humides peut s'avérer être 5 à 6 fois moins conducteur qu'un milieu saturé en liquide.

III.5.8.1 Bibliographie

La conductivité thermique des déchets est le paramètre clé dans les transferts de chaleur (Lanini & al (1997); Yoshida & al (1997); Aguilar-Juarez (2000)). En effet, compte tenu de la faible vitesse de déplacements des fluides (dans le cas où l'on ne pratique pas de réinjection de fluide), les phénomènes de convection jouent un faible rôle dans le transport d'énergie thermique. Le tableau tIII.6 synthétise quelques méthodes de détermination de conductivités thermiques de milieux poreux supposés formés de couches alternées de solide, de liquide, et de gaz qui donnent les modèles « parallèle » (couches parallèles au flux de chaleur) et les modèles « série » (couches normales aux flux de chaleur).

Certains auteurs se sont inspirés de ces modèles pour évaluer les conductivités thermiques des déchets. Ainsi, Dach & Jager (1995) qui utilisent la méthode de Krisher (1978), aboutissent à des conductivités thermiques relativement importantes pour des déchets humides et chauds (λ^* compris entre 0,4 et 1 W.m⁻¹.K⁻¹) et des conductivités moindres pour des déchets plus "froids" et moins saturés en liquide (λ^* compris entre 0,15 et 0,4 W.m⁻¹.K⁻¹). Signalons que ces données sont relatives à des déchets prétraités mécaniquement et biologiquement. Yoshida & al (1997) calculent, à partir de la composition des déchets, les conductivités thermiques équivalentes « série » ($\lambda = 0.18$ W.m⁻¹.K⁻¹) puis « parallèle » ($\lambda_{//} = 1.57$ W.m⁻¹.K⁻¹) pour en déduire une conductivité effective choisie comme étant la moyenne géométrique des deux précédentes ($\lambda^* = 0.53$ W.m⁻¹.K⁻¹). Les mesures réalisées par Lanini (1998) (méthode de la sonde à choc thermique) sur un déchet de décharge indiquent une valeur proche de 0,09 W.m⁻¹.K⁻¹, ce

qui représente un valeur somme toute très faible pour ce type de milieu. Aguilar-Juarez (2000) estime à $0,3 \text{ W.m}^{-1}.\text{K}^{-1}$ la conductivité thermique des déchets lors de la modélisation du comportement thermique d'une alvéole pendant son remplissage.

Modèle	Expression	Remarques
Parallèle	$\lambda_{//}^* = (1 - \varepsilon)\lambda_s + \lambda_l\theta_l + (\varepsilon - \theta_l)\lambda_g$	
Série	$\lambda_{\perp}^* = 1 / \left(\frac{1 - \varepsilon}{\lambda_s} + \frac{\theta_l}{\lambda_l} + \frac{\varepsilon - \theta_l}{\lambda_g} \right)$	
Krischer (1963)	$\lambda^* = \alpha\lambda_{//}^* + (1 - \alpha)\lambda_{\perp}^*$	α est déterminé expérimentalement à $\theta_l = 0$ et $\theta_l = \varepsilon$
De Vries (1952)	$\lambda^* = \frac{\theta_l\lambda_l + g_s(1 - \varepsilon)\lambda_s + g_g(1 - \theta_l)\lambda_g}{\theta_l + g_s(1 - \varepsilon) + g_g(\varepsilon - \theta_l)}$	Les fonctions g_s et g_g sont données sous forme de tables ou graphes dans la publication originale
Modèle empirique	$\lambda^* = (\lambda_{//}^*)^n (\lambda_{\perp}^*)^{1-n}$	$0,8 < n < 0,9$
Modèle géométrique	$\lambda^* = \lambda_l^{\theta_l} \lambda_s^{(1-\varepsilon)} \lambda_g^{(\varepsilon-\theta_l)}$	

Tableau III.6 : Modèle de calcul de conductivités thermiques effectives de milieux poreux (Bories & Prat (1995))

Il existe donc une grande plage de valeurs concernant la détermination des conductivités thermiques des déchets. Certains ont mesuré et noté l'influence de l'humidité (Dach & Jagger (1995); Lanini (1998)) mais aucun n'a intégré cette dépendance dans sa modélisation. Dans le chapitre suivant, nous présentons les résultats expérimentaux obtenus pendant les campagnes de mesures sur des déchets provenant du site de Vert le Grand.

III.5.8.2 Détermination expérimentale de la conductivité thermique des déchets

Les échantillons utilisés pour déterminer les conductivités thermiques des déchets ont été prélevés sur le site de Vert Le Grand, et ce à différents endroits et différentes profondeurs de la décharge. Il s'agissait de vérifier s'il existait une sensibilité du coefficient de conduction thermique à la nature et l'âge des déchets. Les mesures ont été réalisées par la méthode dite des chocs thermiques développée dans le chapitre II. Elle consiste, nous le rappelons brièvement, à chauffer le milieu poreux et à mesurer sa montée en température. La vitesse de propagation de l'onde thermique permet alors de déduire sa conductivité thermique.

La figure fIII.8 et celles présentées dans l'annexe E sont révélatrices de deux phénomènes importants :

- Dans un premier temps, les expériences confirment la forte sensibilité du coefficient de conduction au taux de saturation en liquide du milieu poreux. Ainsi, et tout a fait normalement, la conductivité thermique des déchets augmente significativement avec la teneur en eau. Ceci étant, même à saturation, les valeurs du coefficient de conduction demeurent relativement faibles traduisant le caractère isolant des déchets. C'est pourquoi durant la phase anaérobie, les champs thermiques au cœur des casiers restent stables. Les pertes de chaleur localisées près des parois ou autour des réseaux de captage de biogaz et de lixiviat sont compensés par la faible production d'énergie de la phase anaérobie.
- D'autre part, la qualité des déchets (âge) semble également jouer un rôle important dans la détermination du coefficient de conduction thermique. A saturation identique, un déchet "jeune" (de surface, ie entre 0 et 20m de profondeur) est plus conducteur qu'un déchet plus "âgé" (ie entre 20 et 40m de profondeur). Ceci paraît à première vue surprenant puisque la dégradation des déchets conduit à une minéralisation de la matière et donc logiquement une augmentation de la conductivité thermique. Nous pensons en fait que la dégradation des déchets conduit à une augmentation de l'espace des pores qui se remplissent en biogaz. De la matière solide est donc remplacée par une phase gazeuse plus isolante que le substrat ce qui se traduit finalement par des conductivités thermiques plus faibles.

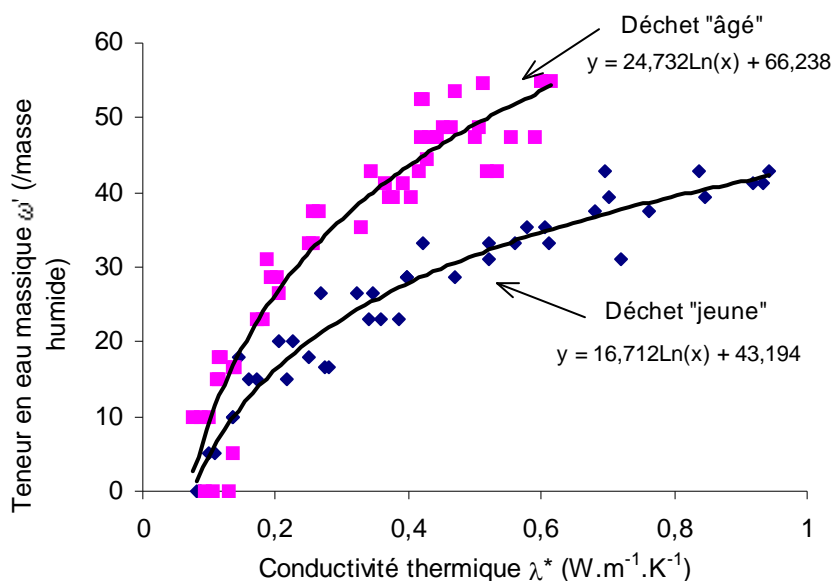


Figure III.8 : Courbe d'évolution de la conductivité thermique avec l'humidité et l'âge des déchets. Interpolation mathématique pour la modélisation et coefficient de corrélation. (variation donnée en fonction de la teneur en eau massique prise par rapport à la masse totale humide. Pour revenir à ω , il suffit d'utiliser la relation : $\omega = \omega'/(1-\omega')$)

Ces résultats expérimentaux ont été comparés à des conductivités thermiques obtenues à partir des modèles présentés dans le tableau tIII.6 pour des déchets de compositions types relevées dans la littérature (Borges de Castilhos (1988), Lanini (1998)) de porosité égale à 65% (Lanini (1998)). Le tableau tIII.7 qui présente une synthèse de ces résultats montre qu'il y a finalement une bonne corrélation entre les valeurs expérimentales et les valeurs issues des modèles. La valeur de la conductivité thermique équivalente de la phase solide a été calculée à partir d'un modèle conceptuel géométrique « série », « parallèle » et de type Gemant (1950).

Phase Solide		
Composition des déchets (% massique) (Borges de Castilhos (1988)) ; porosité = 65 %		$\lambda_{s \perp} = 0.866 \text{ W.m}^{-1}.\text{°C}^{-1}$ $\lambda_{s //} = 1.18 \text{ W.m}^{-1}.\text{°C}^{-1}$ « Moyenne arithmétique » : $\lambda_{(\perp + //)} = 1.9 \text{ W.m}^{-1}.\text{°C}^{-1}$
Matière Organique	25%	$\lambda_{s \text{ GEMANT}} = 1.32 \text{ W.m}^{-1}.\text{°C}^{-1}$
Papiers Cartons	30%	
Verres	12%	
Textile	3%	
Plastiques	5%	
Métaux	10%	
Fines	15%	
Phase liquide		$\lambda_l = 0.6 \text{ W.m}^{-1}.\text{°C}^{-1}$
Phase gazeuse		$\lambda_g = 0.026 \text{ W.m}^{-1}.\text{°C}^{-1}$
Conductivités thermiques des déchets à saturation pour $\lambda_{s (\perp + //)}$		$\lambda_{(\perp)}^* = 0.789 \text{ W.m}^{-1}.\text{°C}^{-1}$ $\lambda_{(//)}^* = 1.055 \text{ W.m}^{-1}.\text{°C}^{-1}$
Conductivités thermiques des déchets à saturation pour $\lambda_{s \text{ GEMANT}}$		$\lambda_{(\perp)}^* = 0.742 \text{ W.m}^{-1}.\text{°C}^{-1}$ $\lambda_{(//)}^* = 0.852 \text{ W.m}^{-1}.\text{°C}^{-1}$

Tableau III.7 : Calcul de conductivités thermiques de déchets à partir des modèles conceptuels

III.5.9 La capacité calorifique des déchets

La capacité calorifique équivalente des déchets dépend des capacités calorifiques de chacun des composants (fluides et solides) et de leur proportion dans le milieu en question. En considérant que la masse de biogaz est très inférieure à la masse d'eau et la masse de la matière sèche, nous en déduisons une variation linéaire de la capacité calorifique avec l'humidité massique des déchets :

$$(\rho Cp)^* = (\rho Cp)_l \cdot \frac{m_l}{m_l + m_s} + (\rho Cp)_s \cdot \frac{m_s}{m_l + m_s} \quad (\text{III},68)$$

soit

$$(\rho Cp)^* [J.m^{-3}.K^{-1}] = 0.92\omega + 1.58 \cdot 10^6 \quad (\text{III},69)$$

III.6 Bilan Synthèse

La modélisation des transferts de masse et de chaleur dans les déchets ménagers s'appuie donc sur les équations de conservation de masse et d'énergie de la mécanique des milieux continus. En choisissant la teneur en eau massique « ω », la température « T » et la pression totale de la phase gazeuse « P » comme variables principales indépendantes, nous aboutissons alors à un système couplé de trois équations différentielles non linéaires. Les coefficients de transferts ainsi que les termes sources sont déterminés soit de façon expérimentale, soit à partir de modèles mathématiques ou empiriques. Cependant, certains sont encore mal définis, et il convient dans ce cas de prévoir de nouveaux travaux expérimentaux afin de mieux les évaluer. Ceci paraît d'autant plus nécessaire s'il s'agit de paramètres fondamentaux pour la modélisation, tels que les perméabilités du milieu ou le terme production de biogaz.

Avant de présenter la méthode de résolution et les résultats de la simulation, nous rappelons simplement le système d'équations couplées obtenu ainsi que l'ensemble des coefficients qui s'y rapportent. Concernant l'équation de la chaleur, nous avons supprimé les transferts par convection en estimant qu'ils restaient faibles devant ceux générés par la conduction. Nous verrons cependant qu'en phase de réinjection de lixiviat, la vitesse d'écoulement du liquide n'est pas négligeable et que par conséquent, l'hypothèse de ne pas considérer les transferts thermiques convectifs peut être discutable.

✓ Equation de la phase liquide :

$$\frac{\partial \omega}{\partial t} = \nabla \cdot \left[\mathbf{a} \nabla \omega + \mathbf{a} \delta \nabla T + \frac{1}{\rho_0} \left(x_v \frac{k k r_g}{\gamma_g} + \frac{k k r_l}{\gamma_l} \right) \nabla P - \frac{k k r_l}{\gamma_l} g \right] - \frac{1}{\rho_0} \alpha_l$$

✓ Equation de l'énergie :

$$(\rho C_p)^* \frac{\partial T}{\partial t} = \nabla \cdot \left[\rho_0 L_v \mathbf{a}_v \nabla \omega + (\rho_0 L_v \mathbf{a}_v \delta_v + \lambda^*) \nabla T + L_v x_v \frac{k k r_g}{\gamma_g} \nabla P \right] + \alpha_q$$

✓ Equation de la pression :

$$\begin{aligned} & - \frac{\varepsilon M_b (1 - S_l)}{\rho_0 R T} \left[\rho_0 \frac{P - P_v}{\rho_l (1 - S_l) \varepsilon} + \frac{P_v M_v g}{R T} \frac{\partial \psi}{\partial \omega} \right] \frac{\partial \omega}{\partial t} \\ & - \frac{\varepsilon M_b (1 - S_l)}{\rho_0 R T} \left[\frac{P - P_v}{T} + \frac{P_v M_v L_v}{R T^2} \right] \frac{\partial T}{\partial t} \\ & + \frac{\varepsilon M_b (1 - S_l)}{\rho_0 R T} \frac{\partial P}{\partial t} = \nabla \cdot \left[- \mathbf{a}_v \nabla \omega - \mathbf{a}_v \delta_v \nabla T + \frac{1}{\rho_0} \frac{k k r_g}{\gamma_g} (1 - x_v) \nabla P \right] + \frac{1}{\rho_0} \alpha_b \end{aligned}$$

✓ Coefficients de diffusion de masse isothermes et non isothermes :

$$\begin{aligned} \mathbf{a} &= \mathbf{a}_l + \mathbf{a}_v & \mathbf{a} \delta &= \mathbf{a}_l \delta_l + \mathbf{a}_v \delta_v \\ \mathbf{a}_l &= \frac{\rho_l}{\rho_0} \frac{k k r_l}{\gamma_l} g \frac{\partial \psi}{\partial \omega} & \delta_l &= \frac{1}{\sigma} \frac{d\sigma}{dT} \frac{\psi}{\frac{\partial \psi}{\partial \omega}} \\ \mathbf{a}_v &= \frac{\rho_g}{\rho_0} D_v^* x_v \frac{M_v M_b P}{(P - P_v) M_v + P M_b} \frac{g}{R T} \frac{\partial \psi}{\partial \omega} & \delta_v &= \frac{L_v}{g T} \frac{\partial \psi}{\partial \omega} \end{aligned}$$

✓ Termes sources :

❖ Production de biogaz :

$$\alpha_b = \sum_{i=1}^3 f(\omega) A_i C_{Tb} \lambda_i(T) \exp(-\lambda_i(T)t)$$

$$\lambda_i(T) = \beta_i \exp(-Ea_i / RT)$$

❖ Production de chaleur :

$$\alpha_q = H \frac{1}{2M_b} \alpha_b$$

$$2.10^3 J \leq H \leq 60.10^3 J$$

❖ Puits d'humidité :









$$\alpha_l = \frac{1}{2 * 1.7} \frac{M_{H2O}}{M_b} \alpha_b$$













Liste des figures et tableaux du CHAPITRE III.

<u>Figure III.1</u> : Schématisation des modèles macroscopiques de prédiction de génération de lixiviat	72
<u>Figure III.2</u> : Variations de la vitesse de production (ordonnée de droite) et de la quantité de biogaz produite (ordonnée de gauche) en fonction de l'humidité massique ω' (/masse totale humide) d'après expériences INSA. (BMP : Biochemical Methan Production).....	90
<u>Figure III.3</u> : modélisation de la fonction empirique $\bullet(\omega)$	92
<u>Tableau III.1</u> : Synthèse des données bibliographiques et résultats expérimentaux obtenus à l'INSA Toulouse concernant la production de biogaz (* : constantes cinétiques évaluées pour une température de 50°C)	93
<u>Tableau III.2</u> : Synthèse bibliographique des formulations théoriques de la composition atomique des déchets et de l'équilibre stœchiométrique	95
<u>Figure III.4</u> : Courbe de pression capillaire expérimentale et lois empiriques calées de Campbell et Van Genuchten	97
<u>Tableau III.3</u> : Bibliographie des paramètres de calages des courbes expérimentales de pression capillaire (exp : valeurs expérimentales ; num : valeurs des simulations numériques)	99
<u>Figure III.5</u> : Evolution théorique de la perméabilité relative en fonction de la saturation en liquide.(S_{irl} : saturation irréductible en liquide, S_{irg} : saturation irréductible en gaz) .	101
<u>Figure III.5</u> : Evolution des perméabilités intrinsèques horizontales et verticales avec la profondeur.....	103
<u>Figure III. 7</u> : Courbe de tension interfaciale Lixiviat - Air et Eau - Air	106












<u>Tableau III.4</u> : Variation de la viscosité cinématique de la phase liquide avec la température	107
<u>Tableau III.5</u> : Synthèse des coefficients intervenant dans la détermination du coefficient de diffusion de la vapeur dans le biogaz au sein du mélange gazeux.....	113
<u>Tableau III.6</u> : Modèle de calcul de conductivités thermiques effectives de milieux poreux (Bories & Prat (1995))	115
<u>Figure III.8</u> : Courbe d'évolution de la conductivité thermique avec l'humidité et l'âge des déchets. Interpolation mathématique pour la modélisation et coefficient de corrélation. (variation donnée en fonction de la teneur en eau massique prise par rapport à la masse totale humide. Pour revenir à ω , il suffit d'utiliser la relation : $\omega = \omega'/(1-\omega')$)	117
<u>Tableau III.7</u> : Calcul de conductivités thermiques de déchets à partir des modèles conceptuels.....	118

BIBLIOGRAPHIE

-  **AGUILAR-JUAREZ O.**, analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase de remplissage d'un casier d'un centre d'enfouissement technique, *Thèse de l'INSA de Toulouse*, 2000
-  **AGUILAR-JUAREZ O., ARAN C., HOU I D.**, Effects of landfill operations on temperature rise, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, vol II, pp 559-566, 1999
-  **AL YOUSFI A.H.**, Modeling of leachate and gas production and composition at sanitary landfills. *Ph. D. Dissertation, University of Pittsburgh*, 1992
-  **ARAN C., LEFEBVRE X., BACON G., HOU I D.**, Modelisation of mass and heat transfers in sanitary landfills, *Proceedings of the II international symposium on anaerobic digestion of solid waste (II ISAD – SW)*, Barcelone, Vol II, pp 252-257, 1999
-  **ARIGALA S.G., TSOTSIS T.T., WEBSTER I.A., YORTSOS Y.C. KATTAPURAM J.J.**, Gas generation, transport and extraction in landfills, *J. of Environ. Engineering Division, ASCE*, vol 121, N°1, pp 33-44, 1995
-  **BARLAZ M.A., HAM R.K., SHAEFER D.M.**, Methane production from municipal refuse : a review of enhancement techniques and microbial dynamics, *Critical Reviews in Environ. Control*, vol 19, pp 557-584, 1990
-  **BEAVEN R.P. & POWRIE W.**, Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large scale compression cell, *Proceedings Sardinia 95, Fifth International Waste Management and Landfill Symposium*, vol I, pp 745-768, 1995
-  **BORGES DE CASTILHOS A.**, Simulation au laboratoire du comportement hydraulique et de l'évolution bio-physico-chimique d'un déchet type composite mis en décharge, *Thèse de l'INSA de Lyon*, 1988

-  **BORIES S., PRAT M.**, Transferts de chaleur dans les milieux poreux, *Techniques de l'ingénieur*, B8250, 1995
-  **BUIVID M.G., WISE D.L., BLANCHET M.J., REMEDIOS E.C., JENKINS B.M., BOYD W.F., PACEY J.G.**, Fuel gas enhancement by controlled landfilling of municipal solid waste, *Ressources and Conservation*, vol 6, pp 3-20, 1981
-  **CAMPBELL G.S.**, A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data, *Soil Science*, vol 117, N°6, pp 311-314, 1974
-  **COURIVAUD J. M.**, Etude des transferts couplés de masse et de chaleur en milieu poreux. Application à la cuisson par vapeur saturée d'un béton cellulaire, *Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse*, 1993
-  **CRAUSSE P.**, Etude Fondamentale des Transferts Couplés de Chaleur et d'Humidité en Milieu Poreux non Saturé, *Thèse de l'INP Toulouse*, 1983
-  **DE VRIES D.A** , Thermal conductivity of granular material, Annexe 1952-1, *Bull. Inst. Intern. du Froid*, pp 115-131, 1952
-  **DE WALLE F.B., CHIAN E.S.K., HAMMERBURG E.**, Gas production from solid waste in landfills, *J. of Environ. Engineering Division*, ASCE, vol 104, N°EE3, pp 415-432, 1978
-  **EL FADEL M., FINDIKAKIS A.N., LECKIE J.O.**, Numerical modeling of generation and transport of gas and heat in landfills I. Model formulation. *Waste Management and Research*, vol 14, pp 483-504, 1996
-  **EMBERTON J.R.**, The biological and chemical characterization of landfills. *Proceedings Conference UK Departement of Energy and US Departement of Energy*, pp 150-163, 1986
-  **ENCOM**, Methane generation and recovery from landfills, *Ann Arbor Science Pub., Inc., Michigan*, 157p, 1980
-  **FARQUHAR G.J., ROVERS F.A.**, Gas production during refuse decomposition. *Water, Air and Soil Pollution* 2, pp 483-495, 1973
-  **FARQUHAR G. J.**, Leachate : production and characterization, *Can. J. Civ. Engrg*, Vol 16, pp317-345, 1989

- 📖 **FINDIKAKIS A.N., LECKIE J.O.**, Numerical Simulation of gas flow in sanitary landfills. *Journal of Environ. Engineering Division, ASCE*, Vol 105, No. EE5, pp 927-945, 1979
- 📖 **GEMANT A.**, The themal conductivity of soils, *J. of Applied Physics*, Vol 21, 1950
- 📖 **GURIJALA K.R., SUFILTA J.M.**, Environmental factors influencing methanogenesis from refuse in landfill samples, *Environ. Science and Techno.*, vol 27, pp 1176-1181, 1993
- 📖 **HAM R.K., BOOKTER T.J.**, Decomposition of solid waste in test lysimeters, *J. of Environ. Engineering Division, ASCE*, vol 108, N°EE6, pp 1147-1170, 1982
- 📖 **JOKELA J.P.Y., KETTUNEN R.H., MARTTINEN S.K., RINTALA J.A.**, Effect of moisture on the methane production and leachate characteristics from source-separated dry waste and aged landfilled waste, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, vol I, pp 67-74, 1999
- 📖 **KAYHANIAN M.**, Biodegradability of the organic fraction of municipal waste in a high-solids anaerobic digester, *Waste Management and Research*, Vol. 13, pp 123-136, 1995
- 📖 **KORFIATIS G.P., DEMETRACOPOULOS A.C.**, Moisture transport in a solid waste column, *J. of Environ. Engineering Division, ASCE*, vol 110, N°4, pp 780-796
- 📖 **KRISCHER O.**, Die Wissenschaftlichen Grundlagen der Trocknungs Techniq, *Springer Verlag*, Berlin, 1963
- 📖 **LAMBERT D.**, Instrumentation et caractérisation d'un casier de décharge accueillant des déchets ménagers et assimilés au cours de son exploitation : détermination des interactions entre l'activité biologique et les champs d'humidité et de température, *Diplôme de Recherche de l'INSA de Toulouse*, 1997
- 📖 **LANINI S.**, Analyse et modélisation des transferts de masse et de chaleur au sein des décharges d'ordure ménagères, *Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse*, 1998

-  **MC CREANOR P.T., REIHNART D.R.**, Hydrodynamic modeling of leachate recirculating landfills, *Water Science and Technology*, Vol 34, No. 7-8, pp 463-470, 1996
-  **MC CREANOR P.T., REIHNART D.R.**, Mathematical modeling of leachate routing in a leachate recirculating landfill, *Wat. Res.*, Vol. 34, No 4, pp. 1285-1295, 2000
-  **MC DOUGALL J.R., PYRAH I.C.**, Moisture effects in a biodegradation model for waste refuse, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, vol I, pp 59-66, 1999
-  **MERAZ L.**, Décharge contrôlée et production de biogaz : étude expérimentale et modélisation sur un site industriel et à l'échelle pilote, Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse, 1997
-  **MOLEND A. C.**, Influence des effets d'hystérésis sur les phénomènes de transferts couplés de chaleur et de masse en milieux poreux, *Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse*, 1991
-  **MOYNE C.**, Transferts couplés de chaleur et de masse lors du séchage : prise en compte du mouvement de la phase gazeuse. *Thèse de l'Institut National Polytechnique de Lorraine*, 1987
-  **PIRT S.J.**, Aerobic and anaerobic microbial digestion in waste reclamation, *J. Appl. Chem. Biotechnol.*, vol 28, 1978
-  **REES J.F.**, The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter, *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, vol 30, pp 161-175, 1980
-  **REMSON I., FUNGAROLI A. A., LAWRENCE A.**, Water movement in an unsaturated sanitary landfill, *J. San. Engrg. Div., ASCE*, Vol 94, pp 307-317, 1968
-  **RIESTER J.E.**, Landfill leachate production and gas generation numerical model, *Ph D. Dissertation, Old Dominion University*, 1994
-  **STEYER E., HILIGSMANN S., RADU J.P., CHARLIER R., DESTAIN J., DRION R., THONART P.**, A biological pluridisciplinary model to predict municipal

landfill life, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, vol I, pp 37-44, 1999

📖 **STRAUB W.A., LYNCH D.R.**, Models of landfill leaching :moisture flow and inorganic strength, *J. of Environ. Engineering Division*, vol 108, N°EE2, pp 231-250, 1982

📖 **TIDESTROM S.H.**, Manuel de base de l'ingénieur, Tome I et II, *Edition Dunod*, 1961

📖 **VAN GENUCHTEN M.T.**, A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, vol 44, pp 892-898, 1980

📖 **VINCENT F.**, Contribution à l'étude du fonctionnement d'une décharge. Modélisation du comportement hydrodynamique et biologique d'un déchet type, *Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris*, 19991

📖 **YOUNG A.**, Mathematical modeling of landfill gas extraction, *J. of Environ. Engineering Division; ASCE*, vol 15, N°6, pp 1073-1087, 1989

📖 **YOUNG A.**, Application of computer modeling to landfill processes, *AEA Tecnology*, Report n° CWM 039/92, , London, 1992

📖 **YOSHIDA H., TANAKA N., HOZUMI H.**, Theoretical study on heat transport phenomena in a sanitary landfill, *Proceedings Sardinia 97, Sixth International Landfill Symposium*, vol I, pp 109-120, 1999

📖 **YOSHIDA H., TANAKA N., HOZUMI H.**, Theoretical study on temperature distribution in landfills by three-dimensional heat transport model, *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, vol I, pp 85-94, 1999

CHAPITRE IV

Résultats des simulations numériques

IV.1 Présentation du code de calcul SPIDER

IV.1.1 Méthode numérique utilisée

Le code de calcul SPIDER avait été élaboré pour étudier la cuisson en autoclave d'un béton cellulaire par vapeur saturée au sein du Groupe d'Etudes sur les Milieux Poreux (Courivaud, (1993)). Nous avons donc repris la structure de ce code comme base en apportant un certain nombre de compléments et de modifications pour l'adapter à la problématique qui nous intéresse : d'une part l'évolution d'une interface zone non saturée zone saturée ainsi que la prise en compte des termes sources, d'autre part la détermination des inconnues sur les frontières du domaine dont l'évolution résultait d'interpolations peu satisfaisantes dans le cas de « fronts raides ».

IV.1.1.1 Généralités

Le code de calcul SPIDER est construit sur la méthode dite des volumes finis (ou Integrated Finite Volume) mise au point par Pantakar (1980). Les équations aux dérivées partielles sont intégrées sur des volumes élémentaires qui entourent chaque nœud du maillage. On exprime ainsi le bilan de flux des équations de conservation au sein de chaque volume de contrôle. La continuité des flux au travers des surfaces adjacentes à deux volumes voisins garantit la conservation des quantités transportées (masse, quantité de mouvement, énergie). C'est l'avantage essentiel de cette méthode qui préserve le caractère conservatif des équations discrétisées.

La discrétisation temporelle est basée sur un schéma de Cranck Nicholson. Le traitement des non linéarités est assuré par une méthode d'itérations successives avec prévision linéaire ou quasi linéaire des variables du système.

Nous rappelons ci dessous les principes généraux de la méthode des volumes finis dans le cas d'une géométrie rectangulaire, 2 Dimensions, cartésienne identique à celle adoptée dans le code de calcul SPIDER.

IV.1.1.2 Principe des volumes finis : discrétisation des équations

Dans le chapitre III, nous avons établi le modèle mathématique traduisant les transferts de masse et de chaleur au sein des déchets ménagers (pas de prise en compte de la convection thermique). Les trois équations différentielles couplées qui le composaient peuvent se mettre sous la forme générique :

$$A \frac{\partial \omega}{\partial t} + B \frac{\partial T}{\partial t} + C \frac{\partial P}{\partial t} = \nabla \cdot (\mathbf{u}) + \alpha \quad (\text{IV},1)$$

avec :

$$\begin{aligned} \mathbf{u} &= D \frac{\partial \omega}{\partial x} + E \frac{\partial T}{\partial x} + F \frac{\partial P}{\partial x} \\ &\dots\dots D \frac{\partial \omega}{\partial z} + E \frac{\partial T}{\partial z} + F \frac{\partial P}{\partial z} - G \end{aligned} \quad (\text{IV},2)$$

et :

Coef	Equation sur ω	Equation sur T	Equation sur P
A	1	0	$-\xi \left(\rho_0 \frac{P-P_v}{\rho_l(1-S_l)\varepsilon} + \frac{P_v M_v g}{RT} \frac{\partial \psi}{\partial \omega} \right)$
B	0	$(\rho C_p)^*$	$-\xi \left(\frac{P-P_v}{T} + \frac{P_v M_v L_v}{RT^2} \right)$
C	0	0	$\xi = \frac{\varepsilon M_b (1-S_l)}{\rho_0 RT}$
D	$a = a_l + a_v$	$\rho_0 L_v a_v$	- a_v
E	$a\delta = a_l \delta_l + a_v \delta_v$	$\lambda^* + \rho_0 L_v a_v \delta_v$	- $a_v \delta_v$
F	$\frac{1}{\rho_0} \left(x_v \frac{kk r_g}{v_g} + \frac{kk r_l}{v_l} \right)$	$L_v x_v \frac{kk r_g}{v_g}$	$\frac{1}{\rho_0} \frac{kk r_g}{v_g} (1-x_v)$
G	$\frac{kk r_l}{v_l}$	0	0
α	$-\alpha_l$	α_q	α_b

Tableau IV.1 :Synthèse des coefficients du modèle

IV.1.1.2.a Discretisation spatiale

i) Le maillage

La première étape de toute résolution numérique d'équations différentielles consiste à discrétiser le domaine physique et définir ainsi un certain nombre de nœuds de calcul des inconnues. Le domaine physique que nous avons modélisé est un demi casier rectangulaire de profondeur 40 mètres et de largeur 20 mètres en contact avec un casier de déchets plus anciens. Compte tenu de la forme géométrique de ce domaine, le maillage adopté est un maillage de type rectangulaire. Afin de palier des problèmes de « fronts raides », nous avons utilisé un maillage resserré près des frontières. Ainsi sur les trois premiers (derniers) mètres Nord et West (Sud), les longueurs des mailles sont en progression géométrique de raison 1.07. Entre 3 et 37m verticalement (3 et 20m horizontalement), le maillage est régulier avec comme pas d'espace 0.3m. (figure fIV.1)

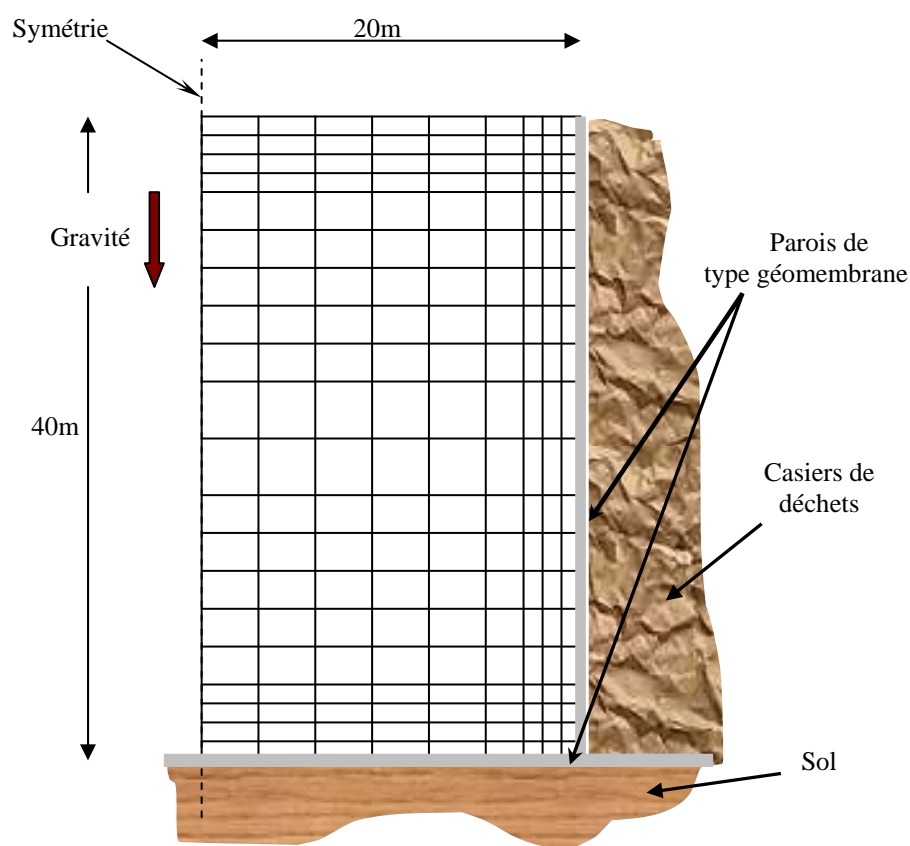


Figure IV.1 : Schématisation du domaine physique modélisé et du maillage adopté

Une fois ce maillage réalisé, il convient de localiser les volumes de contrôle (ou volumes finis) V_p . Ces volumes doivent entourer le nœud considéré, être rectangulaires et leurs cotés passer exactement par le centre des mailles entourant le nœud en question (figure fIV.2).

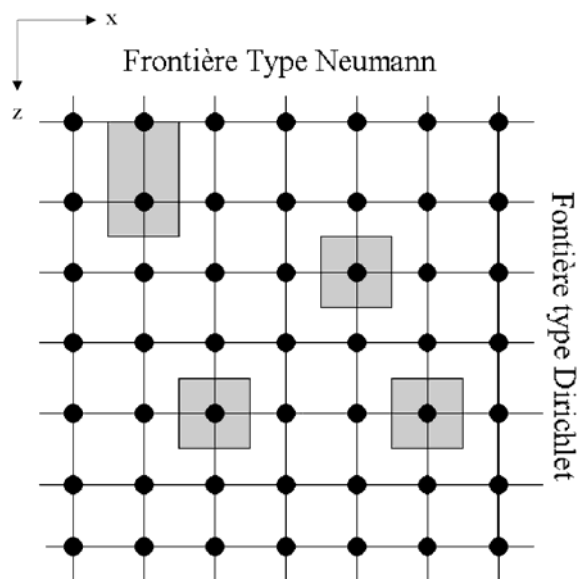


Figure IV.2 : Maillage type (d'après Courivaud, (1993))

Nous admettrons une variation linéaire entre deux nœuds voisins, et uniquement dirigée suivant des directions perpendiculaires au volume de contrôle.

Suivant le type de condition à la limite imposée sur la frontière du domaine, la détermination du volume de contrôle diffère :

Dans le cas d'une condition de type Dirichlet, le volume est défini normalement et la variable sur la frontière ne sera pas recalculée puisqu'elle est imposée.

Dans le cas d'une condition de type flux imposé, le volume est prolongé jusqu'à la frontière où la variable doit être réestimée (soit par calcul soit par interpolation).

ii) Discrétisation des équations

La discrétisation des équations différentielles commence par leur intégration sur le volume de contrôle V_p , soit en utilisant l'équation générique (IV,1) :

$$\int_{V_p} \left(A \frac{\partial \omega}{\partial t} + B \frac{\partial T}{\partial t} + C \frac{\partial P}{\partial t} + \alpha \right) dV = \int_{V_p} \nabla \cdot (\mathbf{u}) dV \quad (\text{IV},3)$$

Puis, en appliquant le théorème d'Ostrogradsky :

$$\int_{V_p} \nabla \cdot (\mathbf{u}) dV = \int_{S_p} \mathbf{u} \cdot \mathbf{n} \cdot dS \quad (\text{IV},4)$$

où S_p est la frontière du volume V_p et \mathbf{n} le vecteur unitaire de la normale à la surface.

Intégrer la variable \mathbf{u} sur chaque surface du volume de contrôle revient à déterminer l'ensemble des flux sur les quatre faces de ce volume, c'est à dire :

$$\int_{S_p} \mathbf{u} \cdot \mathbf{n} \cdot dS = F_N + F_S + F_W + F_E \quad (\text{IV},5)$$

Quant à la détermination des termes d'accumulation, ils sont estimés par :

$$\int_{V_p} \left(A \frac{\partial \omega}{\partial t} + B \frac{\partial T}{\partial t} + C \frac{\partial P}{\partial t} + \alpha \right) dV = V_p \left(A_p \frac{\partial \omega}{\partial t} + B_p \frac{\partial T}{\partial t} + C_p \frac{\partial P}{\partial t} + \alpha_p \right) \quad (\text{IV},6)$$

avec $V_p = \frac{\delta x_{WE} \cdot \delta z_{NS}}{4}$ volume de contrôle.

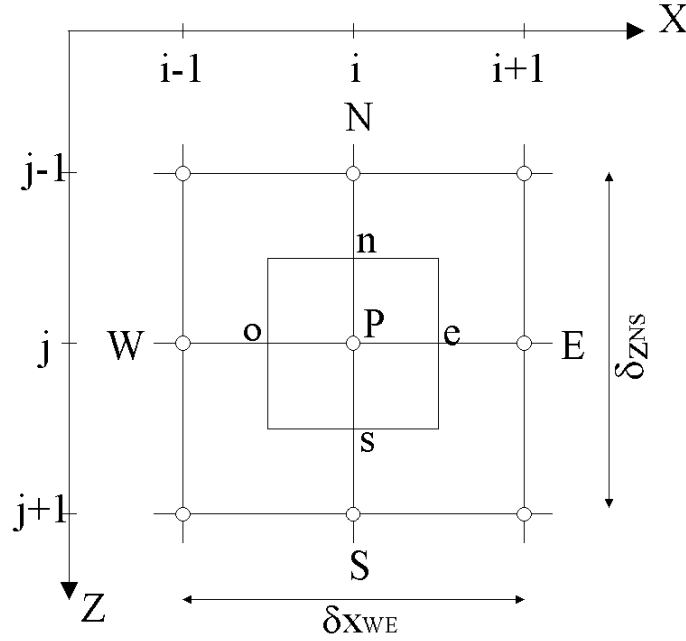


Figure IV.3 : Discretisation spatiale autour d'un volume de contrôle

Détermination des flux sur chaque face :

$$F_N = D_n \frac{\omega_N - \omega_P}{dz_{PN}} \frac{\delta x_{WE}}{2} + E_n \frac{T_N - T_P}{dz_{PN}} \frac{\delta x_{WE}}{2} + F_n \frac{P_N - P_P}{dz_{PN}} \frac{\delta x_{WE}}{2} - G_n \frac{\delta x_{WE}}{2}$$

$$F_S = D_s \frac{\omega_S - \omega_P}{dz_{PS}} \frac{\delta x_{WE}}{2} + E_s \frac{T_S - T_P}{dz_{PS}} \frac{\delta x_{WE}}{2} + F_s \frac{P_S - P_P}{dz_{PS}} \frac{\delta x_{WE}}{2} + G_s \frac{\delta x_{WE}}{2}$$

$$F_W = D_o \frac{\omega_W - \omega_P}{dx_{PW}} \frac{\delta z_{SN}}{2} + E_o \frac{T_W - T_P}{dx_{PW}} \frac{\delta z_{SN}}{2} + F_o \frac{P_W - P_P}{dx_{PW}} \frac{\delta z_{SN}}{2}$$

$$F_E = D_e \frac{\omega_E - \omega_P}{dx_{PE}} \frac{\delta z_{SN}}{2} + E_e \frac{T_E - T_P}{dx_{PE}} \frac{\delta z_{SN}}{2} + F_e \frac{P_E - P_P}{dx_{PE}} \frac{\delta z_{SN}}{2} \quad (IV,7)$$

L'indice associé à chaque coefficient indique l'endroit où la variable doit être déterminée : l'indice **P** par exemple indique que les coefficients sont pris au point **P**, centre du volume de contrôle s'il s'agit d'un maillage régulier ; les indices *n, s, o, e* signifient que les variables doivent être déterminées au centre des surfaces Nord, Sud, West et Est des volumes.

IV.1.1.2.b Discrétisation temporelle

La discrétisation temporelle consiste à évaluer les termes en « $\partial / \partial t$ ». Pour cela, nous utilisons un schéma de Crank Nicholson. Pour un pas de temps Δt , connaissant la valeur de la variable à l'instant « $n\Delta t$ », il s'agit de déterminer sa nouvelle valeur à l'instant $(n+1)\Delta t$.

$$\left(A_P \frac{\partial \omega}{\partial t} + B_P \frac{\partial T}{\partial t} + C_P \frac{\partial P}{\partial t} + \alpha_P \right) V_P = F_N + F_S + F_W + F_E \text{ peut ainsi s'écrire :}$$

$$\left(A_P^{n+\frac{1}{2}} \frac{\omega^{n+1} - \omega^n}{\Delta t} + B_P^{n+\frac{1}{2}} \frac{T^{n+1} - T^n}{\Delta t} + C_P^{n+\frac{1}{2}} \frac{P^{n+1} - P^n}{\Delta t} + \alpha_P^{n+\frac{1}{2}} \right) V_P = \frac{1}{2} \left[(F_N + F_S + F_W + F_E)^{n+1} + (F_N + F_S + F_W + F_E)^n \right] \quad (IV,8)$$

IV.1.1.2.c Discrétisation des termes production et consommation α

De manière à renforcer le poids de la diagonale principale de la matrice des coefficients $[A]$ (cf paragraphe IV.1.1.3 Compléments et algorithme de la programmation),

nous avons réalisé un développement à l'ordre 1 des termes « source » et « consommation » par rapport aux inconnues du problèmes. De cette façon, concernant le terme génération de biogaz (les autres termes étant proportionnels à la production de biogaz), nous pouvons écrire :

$$\alpha_b^{n+\frac{1}{2}}(\omega, T) = \frac{1}{2}(\alpha_b^n + \alpha_b^{n+1}) + (\omega^{n+1} - \omega^n) \frac{\partial \alpha_b}{\partial \omega} + (T^{n+1} - T^n) \frac{\partial \alpha_b}{\partial T} \quad (IV,9)$$

IV.1.1.2.d Discrétisation complète

Par convention, chaque nœud est repéré par une abscisse x indicée « i » et une ordonnée z indicée « j ». Aussi, conformément à la figure fIV.3, il vient :

P le nœud (i, j)
 N le nœud ($i, j-1$)
 S le nœud ($i, j+1$)
 W le nœud ($i-1, j$)
 E le nœud ($i+1, j$)

Désormais, les variables relative au nœud **P** seront indicées ij (ω_P devient ω_{ij} par exemple) ; X_i et Z_j étant respectivement l'abscisse et l'ordonnée du nœud **P**.

De cette manière, les coefficients A, B, C, D, E, F, G servant à la détermination des flux ou des termes d'accumulation, et dépendant à priori de l'ensemble des inconnues ω, T, P du problème, s'écrivent :

$$Coeff_P^n = Coeff_{ij}^n = Coeff_{ij}^n(\omega_{ij}^n, T_{ij}^n, P_{ij}^n)$$

$$Coeff_e^n = Coeff_{i+\frac{1}{2},j}^n \left(\frac{\omega_{i+1,j}^n + \omega_{ij}^n}{2}, \frac{T_{i+1,j}^n + T_{ij}^n}{2}, \frac{P_{i+1,j}^n + P_{ij}^n}{2} \right)$$

$$Coeff_o^n = Coeff_{i-\frac{1}{2},j}^n \left(\frac{\omega_{i-1,j}^n + \omega_{ij}^n}{2}, \frac{T_{i-1,j}^n + T_{ij}^n}{2}, \frac{P_{i-1,j}^n + P_{ij}^n}{2} \right)$$

$$Coeff_{se}^n = Coeff_{i,j+\frac{1}{2}}^n \left(\frac{\omega_{i,j+1}^n + \omega_{ij}^n}{2}, \frac{T_{i,j+1}^n + T_{ij}^n}{2}, \frac{P_{i,j+1}^n + P_{ij}^n}{2} \right)$$

$$Coeff_n^n = Coeff_{i,j-\frac{1}{2}}^n \left(\frac{\omega_{i,j-1}^n + \omega_{ij}^n}{2}, \frac{T_{i,j-1}^n + T_{ij}^n}{2}, \frac{P_{i,j-1}^n + P_{ij}^n}{2} \right)$$

Les surfaces et volumes peuvent également être écrits sous la forme

$$\frac{\delta x_{WE}}{2} = \delta x_{ij} = \frac{X_{i+1} - X_{i-1}}{2} \quad \frac{\delta x_{PW}}{2} = \delta x_{i-\frac{1}{2},j} = X_i - X_{i-1} \quad \frac{\delta x_{PE}}{2} = \delta x_{i+\frac{1}{2},j} = X_{i+1} - X_i$$

$$\frac{\delta z_{NS}}{2} = \delta z_{ij} = \frac{Z_{j+1} - Z_{j-1}}{2} \quad \frac{\delta z_{PN}}{2} = \delta z_{i,j-\frac{1}{2}} = Z_j - Z_{j-1} \quad \frac{\delta z_{PS}}{2} = \delta z_{i,j+\frac{1}{2}} = Z_{j+1} - Z_j$$

$$V_P = V_{ij} = \frac{(X_{i+1} - X_{i-1})(Z_{j+1} - Z_{j-1})}{4}$$

Finalement, l'équation générique discrétisée pour le nœud (i,j) va donc s'écrire sous la forme :

$$\begin{aligned} V_{ij} & \left[A_{ij}^{n+\frac{1}{2}} \frac{\omega_{ij}^{n+1} - \omega_{ij}^n}{\Delta t} + B_{ij}^{n+\frac{1}{2}} \frac{(T_{ij}^{n+1} - T_{ij}^n)}{\Delta t} + C_{ij}^{n+\frac{1}{2}} \frac{P_{ij}^{n+1} - P_{ij}^n}{\Delta t} + \right. \\ & \left. \frac{1}{2} (\alpha_{ij}^n + \alpha_{ij}^{n+1}) + (\omega_{ij}^{n+1} - \omega_{ij}^n) \left(\frac{\partial \alpha}{\partial \omega} \right)_{ij}^{n+1} + (T_{ij}^{n+1} - T_{ij}^n) \left(\frac{\partial \alpha}{\partial T} \right)_{ij}^{n+1} \right] \\ & = \frac{1}{2} \left[(F_N + F_S + F_E + F_W)^n + (F_N + F_S + F_E + F_W)^{n+1} \right] \end{aligned} \quad (IV,10)$$

avec

$$F_N^k = \frac{\delta x_{ij}}{\delta_{i,j-\frac{1}{2}}} \left[D_{i,j-\frac{1}{2}}^k (\omega_{i,j-1}^k - \omega_{ij}^k) + E_{i,j-\frac{1}{2}}^k (T_{i,j-1}^k - T_{ij}^k) + F_{i,j-\frac{1}{2}}^k (P_{i,j-1}^k - P_{ij}^k) \right] - G_{i,j-\frac{1}{2}}^k \delta x_{ij}$$

$$F_S^k = \frac{\delta x_{ij}}{\delta_{i,j+\frac{1}{2}}} \left[D_{i,j+\frac{1}{2}}^k (\omega_{i,j+1}^k - \omega_{ij}^k) + E_{i,j+\frac{1}{2}}^k (T_{i,j+1}^k - T_{ij}^k) + F_{i,j+\frac{1}{2}}^k (P_{i,j+1}^k - P_{ij}^k) \right] + G_{i,j+\frac{1}{2}}^k \delta x_{ij}$$

$$F_W^k = \frac{\delta z_{ij}}{\delta_{i-\frac{1}{2},j}} \left[D_{i-\frac{1}{2},j}^k (\omega_{i-1,j}^k - \omega_{ij}^k) + E_{i-\frac{1}{2},j}^k (T_{i-1,j}^k - T_{ij}^k) + F_{i-\frac{1}{2},j}^k (P_{i-1,j}^k - P_{ij}^k) \right]$$

$$F_E^k = \frac{\delta z_{ij}}{\delta_{i+\frac{1}{2},j}} \left[D_{i+\frac{1}{2},j}^k (\omega_{i+1,j}^k - \omega_{ij}^k) + E_{i+\frac{1}{2},j}^k (T_{i+1,j}^k - T_{ij}^k) + F_{i+\frac{1}{2},j}^k (P_{i+1,j}^k - P_{ij}^k) \right]$$

$$k = n \text{ ou } n + 1$$

IV.1.1.2.e Traitement des conditions aux limites

Le problème étudié nécessite la mise en place de conditions aux limites pour chacune des inconnues, conditions qui ne sont pas forcément les mêmes sur chaque frontière du domaine pour deux inconnues. Ainsi, il n'est pas impossible de rencontrer une condition de Dirichlet en « pression » couplée à une condition de mixte en « humidité » et « température ».

Pour palier ce problème, nous avons opéré de la façon suivante :

Le maillage est identique pour toutes les variables à la frontière, seuls les volumes de contrôle peuvent différer suivant le type de conditions limites imposées (voir paragraphe précédent).

Si la condition est une condition de type « flux imposé », celui ci est directement injecté dans les équations discrétisées.

Si la condition est de type Dirichlet ou mixte, on détermine la valeur du potentiel à l'intérieur du domaine en déterminant le flux frontière à partir soit de la valeur imposée du potentiel sur la frontière (cas d'une condition de Dirichlet), soit à partir d'une valeur estimée ou issue d'une première itération de la résolution du système.

Dans le cas d'une condition de symétrie, le flux frontière est pris comme nul (égalité entre ce qui rentre et ce qui sort de la maille du volume).

Ensuite, une fois les potentiels internes déterminés, il s'agit de calculer les champs sur la frontière. Dans le cas d'une condition de Dirichlet, aucun problème puisque c'est une valeur imposée. Dans le cas d'une condition limite de type mixte ou Neumann, la démarche suivante a été adoptée :

- A l'Est et à l'West, on utilise une méthode d'extrapolation quadratique à partir des potentiels internes.
- Au Nord et au Sud, nous avons utilisé la formulation discrète des équations de conservation présentée par Incropera & DeWitt (1996) qui consiste à rediscrétiser les volumes frontières comme indiqué sur la figure fIV.4. La pression sur la frontière est à nouveau extrapolée (si ce n'est pas une condition de Dirichlet). La teneur en humidité et la température sont recalculées à partir d'un nouveau système linéaire défini par l'équation de conservation de masse de la teneur en eau et l'équation de conservation de l'énergie dans lesquelles est substituée la valeur de la pression extrapolée. Le domaine frontière étant plus finement discrétisé, les valeurs des champs ainsi calculées sont plus vraisemblables que celles déterminées par interpolation linéaire ou quadratique des valeurs internes.

Suite à quoi, un test de convergence est effectué sur l'ensemble des champs internes et frontières du domaine, qui, s'il s'avère négatif, relance un processus de calcul en utilisant les nouveaux champs calculés.

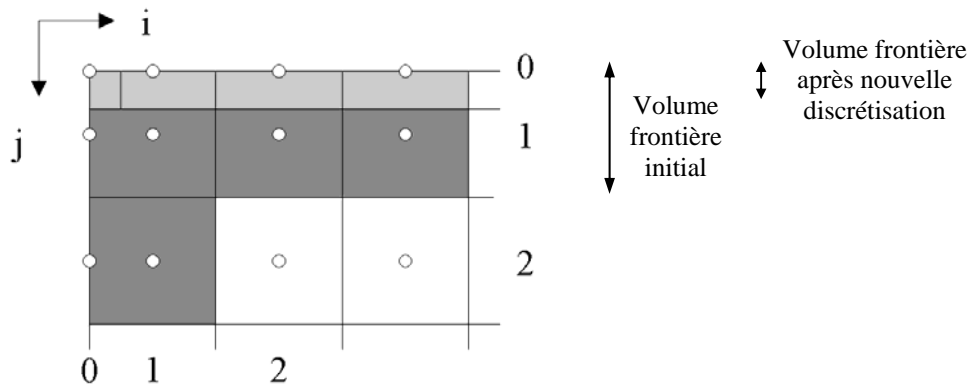


Figure IV.4 : maillage des volumes frontières

Le code SPIDER est conçu pour traiter 4 types de conditions aux limites sur chacune des faces du domaine et pour chacune des variables étudiées. On peut ainsi choisir librement des conditions de Dirichlet, de flux imposés, de flux convectifs (en signalant la valeur du coefficient d'échange) et de surfaces de symétrie.

IV.1.1.2.f Conclusion sur la discrétisation

La discrétisation achevée, nous aboutissons à un système non linéaire de N équations à N inconnues, $N = 3 \times (\text{nombre de nœuds en abscisse} - 1) \times (\text{nombre de nœuds en ordonnées} - 1)$. La méthode de résolution adoptée consiste à itérer sur la solution jusqu'à convergence du processus obtenue lorsque le résidu entre deux itérations successives est inférieur au seuil fixé pour chacune des variables.

IV.1.1.3 Compléments et algorithme de la programmation

Méthodes de résolution du système linéaire :

Deux types de méthodes ont été utilisées pour résoudre le système linéaire à N équations - N inconnues.

Nous avons testé dans le premier cas des méthodes directes en utilisant soit la méthode dite « du pivot de Gauss », soit une librairie « LAPACK[®] » basée sur une décomposition de la matrice $[A]$ et un pivot partiel de cette décomposition (méthode plus rapide que le pivot de Gauss).

La deuxième méthode testée est une méthode itérative de « Gauss Seidel » avec sous relaxation. Elle consiste à partir d'une solution approchée du problème, à résoudre la première équation par rapport à la première inconnue en utilisant les solutions approchées des deux autres, puis à résoudre la deuxième équation en utilisant la solution de la première et la solution approchée de la troisième inconnue, pour finir par résoudre la dernière équation en utilisant les solutions des deux premières et ce, jusqu'à la convergence de ces solutions. Le coefficient de sous relaxation utilisé est de 0.4.

Les deux types de méthodes conduisent à des solutions identiques. Cependant, la méthode de Gauss Seidel s'avère être 4 à 5 fois plus rapide que la résolution directe avec LAPACK[®] et presque 10 fois plus rapide qu'avec celle des pivots de Gauss (nous avons en effet plus de 32600 équations à résoudre dans le cas de notre maillage).

Algorithme de programmation :

Le code SPIDER comprend plus de 6500 lignes de FORTRAN (sans compter les sousroutines servant à la résolution du système linéaire), il est donc impossible de les détailler ici. Nous expliquerons donc simplement l'architecture et l'algorithme de résolution.

L'agencement du programme se présente de façon tout à fait classique avec au départ une lecture des fichiers de données, puis le calcul des volumes, des surfaces et des gradients. Vient ensuite le calcul des coefficients au temps $n.\Delta t$ (niveau 1). Après avoir fait une prévision des inconnues au temps $(n+1).\Delta t$ (niveau 2) et calculer les coefficients qui leur sont associés, on résout le système linéaire du type $[A][X]=[B]$ où $[A]$ est une matrice bande, $[X]$ le vecteur des inconnues et $[B]$ le second membre constant des équations. On détermine ensuite les potentiels sur les frontières soit par extrapolation pour les frontières West et Est, soit en rediscrétisant les volumes frontières et recalculant les champs pour les frontières Nord et Sud. Un test de convergence est alors réalisé en comparant les solutions obtenues après la résolution du système linéaire et celles des prédictions. Si le test est positif, on passe au pas de temps supérieur ; dans le cas contraire, on réitère le calcul en utilisant ces solutions comme nouveaux champs et ce jusqu'à la convergence du processus. Un algorithme simplifié est présenté en annexe D.

D'autre part, afin d'éviter de recalculer deux fois le même flux, nous utilisons la propriété de la méthode, à savoir que les flux sortant par une face d'un volume sont égaux aux flux entrant par la même face du volume mitoyen. Ainsi, le flux sortant Est du volume V_{ij} est égal au flux entrant West du volume $V_{i+1,j}$ et même chose pour le flux sortant Sud du volume V_{ij} qui est égal au flux entrant Nord du volume $V_{i,j+1}$.

Compléments :

Le code de calcul SPIDER est structuré de manière à être facilement adaptable à différents types de problèmes et matériaux. Comme nous le signalions en début de chapitre, sa première utilisation consistait à étudier la cuisson par vapeur saturée d'un béton cellulaire (Courivaud(1993)).

Par rapport à la première version de ce code, outre les modifications apportées aux fichiers de données et aux sous-routines de calcul des coefficients physico-chimiques, nous avons intégré :

Le calcul des potentiels frontières Nord et Sud par discrétisation des bilans locaux.

Les sous-routines de calculs des termes de production et consommation par le développement au premier ordre en fonction des inconnues du problème (c'est à dire dans notre cas l'humidité et la température) pour chaque fonction.

Les simulations sont réalisées sur une station de travail Silicon Graphics[®] de type « Octane R12000 - 300 MHz ». Les temps de calcul sont très variables : en effet, sans réinjection, il est possible d'utiliser des pas de temps importants (200 secondes), jusqu'à la déstabilisation du système liée à des gradients de pression et d'humidité importants (cf paragraphe IV.3.2). En phase de réinjection le pas de temps maximum est de l'ordre de 50 secondes avant de tomber à quelques secondes dès que le front humide atteint la zone saturée ou que les instabilités physiques apparaissent (cf paragraphe IV.4). Dans ces deux types de simulation, la convergence est obtenue entre une et trois itérations maximum par pas de temps, sauf si ce pas de temps est trop important auquel cas la prédiction des champs oscille autour de la solution du problème, parfois sans obtenir de convergence.

IV.1.2 Gestion numérique de l'interface zone saturée - zone non saturée. Modélisation de la perméabilité relative - intrinsèque. Schémas décentrés

Le transfert d'humidité dans le massif de déchets conduit au bout d'un certain temps à l'établissement en fond de casier d'une zone saturée en lixiviat. L'interface entre cette zone saturée et la zone non saturée supérieure doit être considérée comme une frontière libre : la hauteur de nappe augmente par drainage du massif ou diminue si au

contraire une phase de pompage de lixiviat est simulée. Or les phénomènes physiques intervenant en zone saturée et en zone non saturée sont de nature différente. En effet, lorsque la saturation est atteinte, les transferts en liquide sont automatiquement bloqués (puisque l'espace des pores est totalement envahi) alors que juste avant d'atteindre cette saturation, la valeur de la perméabilité relative de la phase liquide est maximale. Pour palier cette discontinuité, nous avons essayé de ralentir les flux d'humidité verticaux en jouant sur les perméabilités, notamment à l'approche de la saturation.

Ainsi, les perméabilités efficaces sont déterminées par un schéma décentré amont qui relève de la méthodologie appliquée dans le domaine pétrolier. Le calcul de la perméabilité intrinsèque à la frontière Nord d'un volume V_{ij} est réalisé en utilisant la moyenne harmonique de la perméabilité intrinsèque au nœud (i,j) et celle au nœud $(i,j-1)$:

$$k = 2 \frac{k_{i,j} \cdot k_{i,j-1}}{k_{i,j} + k_{i,j-1}}$$

D'autre part, afin de prendre en compte les remarques précédentes, nous proposons d'adopter la forme $kr_l(\omega)$ représenté sur la figure fIV.5 qui montre qu'à partir d'un taux d'humidité $\omega_{\max} = 1.80$, la perméabilité relative décroît, puis s'annule pour une valeur correspondant à la teneur irréductible en gaz ($\omega_{\text{irg}} = 1.85$, soit 95% de la saturation en liquide). Le seuil ω_{irg} détermine donc une teneur en humidité au delà de laquelle les transferts en phase liquide sont bloqués.

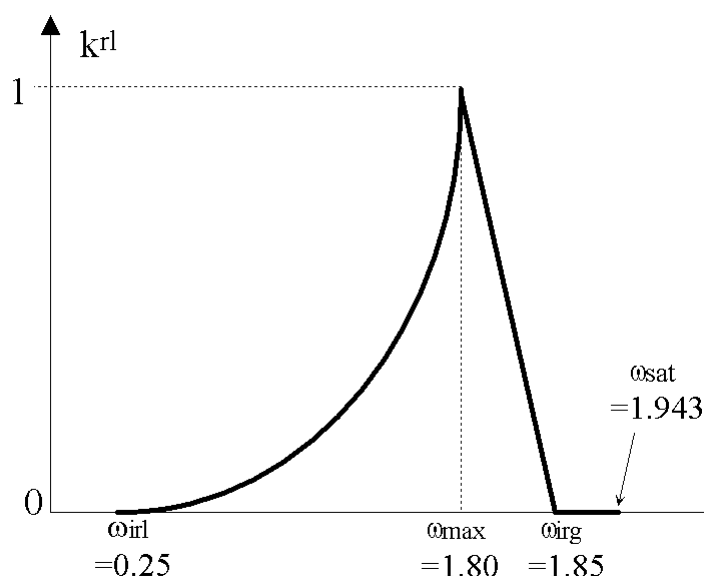


Figure IV.5 :Modélisation de la perméabilité relative de la phase liquide en fonction de la teneur en eau massique des déchets.

Ces modèles de déterminations des perméabilités nous ont donc permis de ralentir les transferts d'humidité en phase de drainage. Cependant, il s'avère qu'ils gèrent plus difficilement des phénomènes d'imbibition : en effet, si lors d'une simulation de réinjection de lixiviat, un ou plusieurs volumes atteignent la saturation au cœur du casier de déchets, il paraît inconcevable de bloquer les flux humidité. Dans ce cas là même, il s'agirait au contraire de faciliter au maximum le déplacement du fluide au sein du milieu poreux. Ces difficultés n'ont pas encore été résolues dans notre modélisation et peuvent par conséquent faire l'objet de perspectives de travaux futurs dans l'amélioration du code de calcul.

IV.2 Simulation d'une gestion d'un casier de déchets sans réinjection

IV.3.1 Conditions initiales et conditions limites

Nous rappelons que le domaine physique modélisé est un demi casier de déchets de 40 mètres de profondeur et 20 mètres de largeur en contact à l'est avec un casier de déchets plus anciens. Le fond et la paroi latérale sont, grâce à la géomembrane, totalement étanches.

Les conditions initiales sont celles d'un casier en fin de remplissage, c'est à dire des profils thermiques classiques, établis pendant la phase aérobie, caractérisés par un cœur chaud et des températures de parois liées à la température extérieure et celle du sol. La pression totale du système est homogène et égale à 1 bar (déchets en contact avec l'ambient juste avant le recouvrement par la couverture). L'humidité est quasiment homogène, légèrement plus humide en fond que dans la partie supérieure, avec une valeur moyenne de $\omega = 54\%$ (ie $\omega' = 35\%$) qui correspond à la teneur en eau moyenne des déchets au moment de leur mise en place.

Les conditions limites sont des conditions de flux nuls aux parois pour le gaz et l'humidité. A la surface, le contact avec l'atmosphère impose un condition de Dirichlet de 1 bar. Les conditions limites pour la température sont des conditions limites convectives qui traduisent des échanges thermiques avec l'ambient, les déchets plus anciens et le sol.

IV.2.2 Résultats des simulations

IV.2.2.1 Champs hydriques

Les résultats des simulations montrent un transfert conséquent de la phase liquide vers le fond du casier, transfert essentiellement contrôlé par la gravité (figure fIV.6). Une onde d'humidité apparaît et devient de plus en plus importante au fur et à mesure de sa progression. Sa croissance est notamment due à un ralentissement de sa vitesse de transfert causée par la diminution de la perméabilité des déchets. Au fond, du lixiviat s'accumule générant une zone saturée qui augmente au cours du temps. Au bout de 150 jours, cette zone se stabilise : il n'y a en effet plus d'eau disponible pour l'alimenter. La partie supérieure du casier s'est considérablement asséchée, les déchets se trouvent désormais à des teneurs en liquide proche de leur capacité de rétention, voire inférieures en raison des niveaux thermiques encore élevés qui peuvent contribuer à des phénomènes d'évaporation.

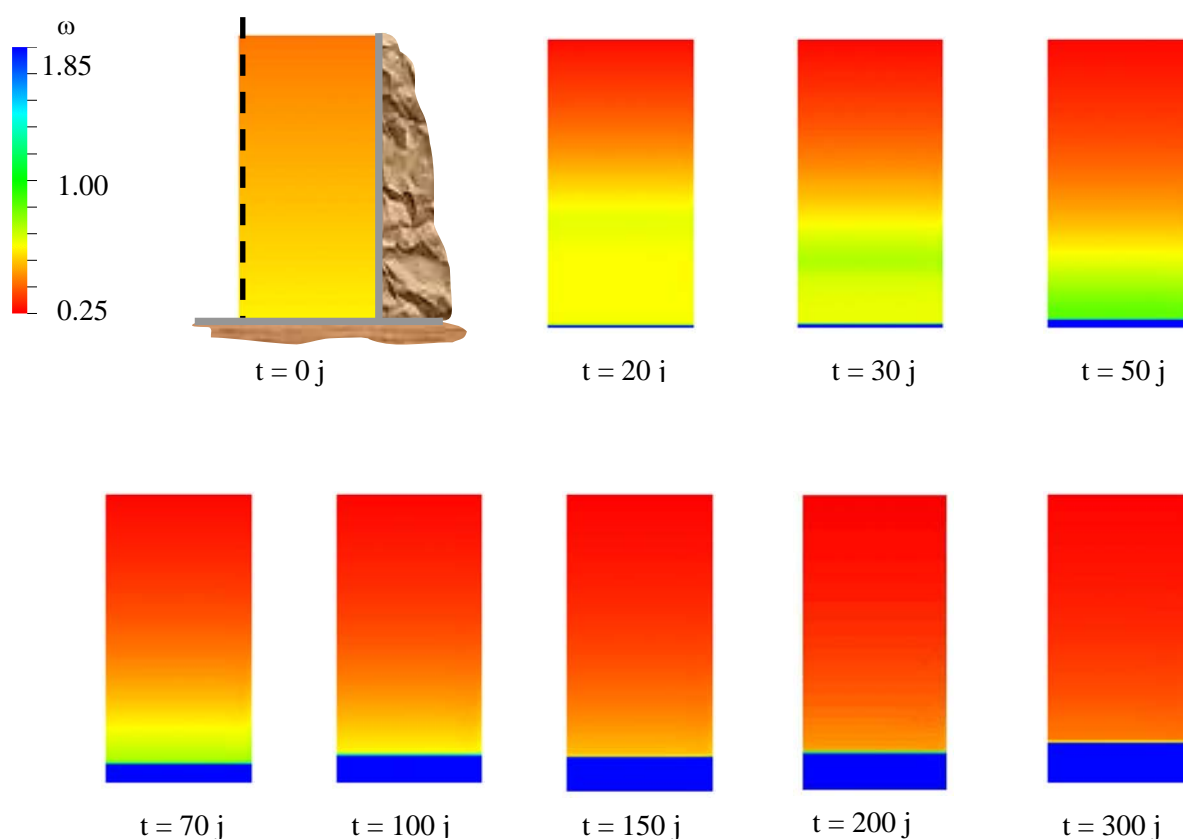


Figure IV.6 : Evolution des champs hydriques dans un scénario de gestion de casier sans réinjection.

IV.2.2.2 Champs de pression

C'est le terme production de biogaz qui contrôle les montées en pression du système. Dans les zones inférieures, au fur et à mesure de l'augmentation du taux d'humidité, la génération de biogaz devient de plus en plus importante. Puis, dès que le facteur humidité ne devient plus limitant dans les cinétiques de dégradation, c'est l'augmentation de la saturation en liquide qui contribue à l'augmentation de la pression. En effet, la perméabilité au gaz ainsi que le coefficient de diffusion deviennent de plus en plus faibles. Les transferts sont alors ralentis, voire quasiment bloqués dans la zone saturée. Dès que le système se stabilise, c'est à dire autour de 150 jours, les zones trop sèches pour produire du biogaz accusent des chutes de pression conséquentes alors que la zone saturée se stabilise (figure fIV.7). Enfin, il est intéressant de noter qu'à l'interface saturé non saturé, on assiste à des mouvements perpétuels de liquide entre les différents volumes de contrôle : en effet, des fortes montées en pression chassent le liquide qui se redistribue dans un volume voisin, chassant lui même à son tour du gaz et ainsi de suite.

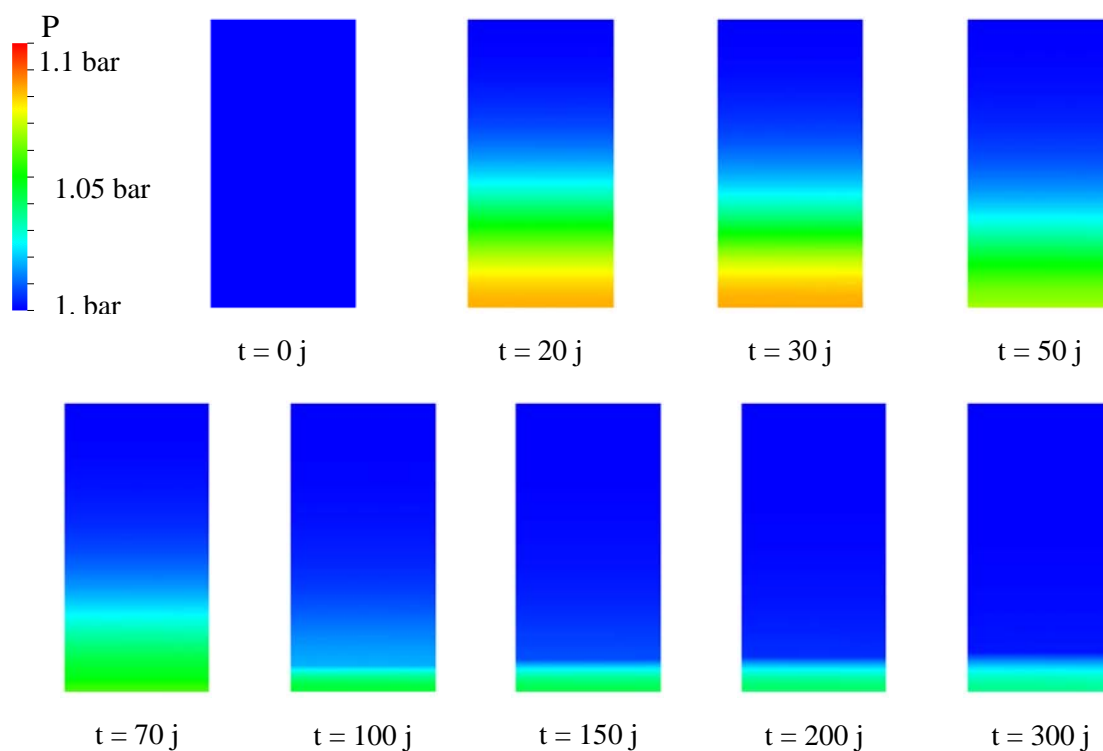


Figure IV.7 : Evolution des champs de pression dans un scénario de gestion de casier sans réinjection

IV.2.2.3 Champs thermiques

Concernant les champs thermiques, nous voyons qu'il y a peu de modifications des profils initiaux et ce en raison des faibles coefficients de conductivités thermiques de déchets. Ces derniers se comportent en quelque sorte comme un milieu relativement isolant. Les pertes thermiques visibles proches des parois sont finalement compensées par le terme production de chaleur actif dès qu'il y a production de biogaz. (figure fIV.8)

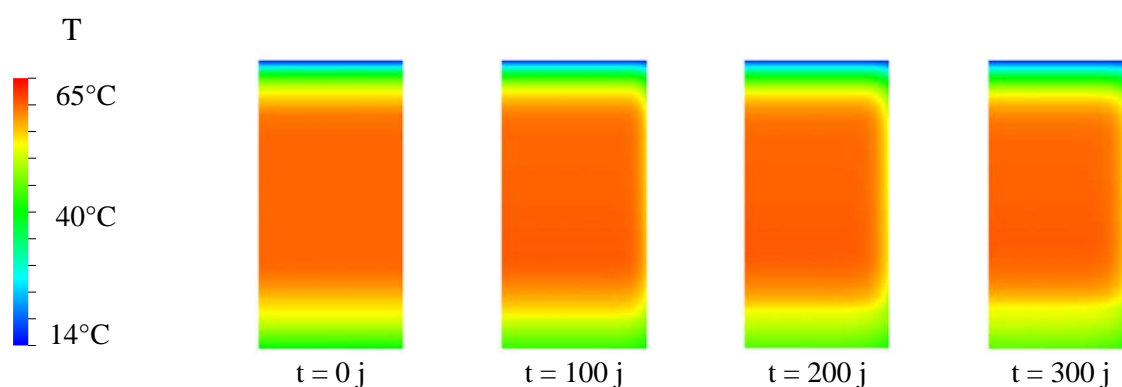


Figure IV.8 : Evolution des champs thermiques dans un scénario de gestion de casier sans réinjection

IV.3 Simulations de gestions de casiers de déchets avec réinjection de lixiviat

Nous venons de voir que, dans le cas d'une gestion de casier sans réinjection, le système se stabilise au bout de 150 jours après la pause d'une couverture. Le drainage du massif crée en fond une zone saturée alors que dans les parties supérieures, le taux

d'humidité devient trop insuffisant pour produire du biogaz. La réinjection de liquide, et en particulier de lixiviat semble donc être un moyen judicieux pour réhumidifier les déchets, relancer l'activité biologique et ainsi espérer une stabilisation plus rapide du site. Nous présentons dans la suite de ce document différentes simulations de modes de réinjection, l'objectif étant de proposer un scénario optimum de gestion pour les exploitants de centres de stockage de déchets ménagers et assimilés.

IV.3.1 Réinjection ponctuelle

IV.3.1.1 Conditions initiales et conditions limites

Le scénario de réinjection simulé s'appuie sur des premiers essais réalisés sur le site de Vert Le Grand basés sur des débits de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ pour des brins de 50 m de long percés tous les deux mètres, soit un débit par trou de $400 \text{ l} \cdot \text{h}^{-1}$. La figure fIV.9 montre le positionnement du brin et du trou de réinjection par rapport au demi casier simulé.

Les conditions initiales en humidité, température et pression sont celles d'un casier âgé de un mois après la période de remplissage, son état étant décrit dans le paragraphe précédant.

Les condition limites sont les mêmes que celles présentées précédemment sauf que naturellement nous avons maintenant une condition de flux de liquide non nul à la surface du casier.

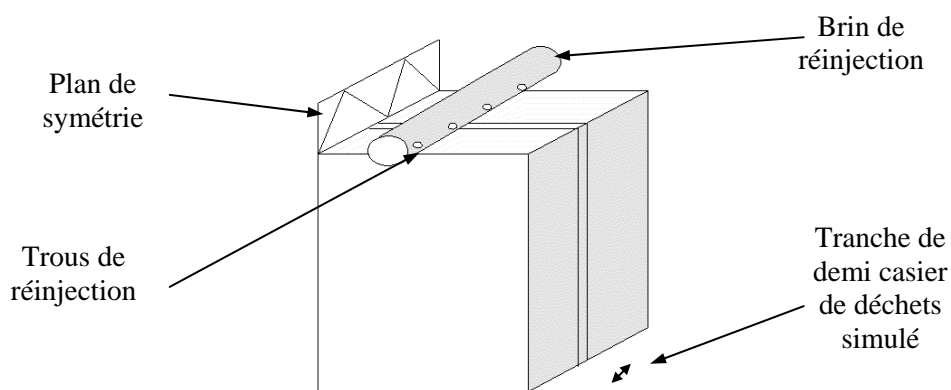


Figure IV.9 : Schématisation de la tranche unitaire de demi casier simulé

IV.3.1.2 Résultats des simulations

IV.3.1.2.a Champs hydriques

Sur le plan hydrique, la première chose à noter est que la diffusion de l'eau vers le fond du casier se fait relativement rapidement (figure fIV.10). Au bout de 15 jours le front a traversé la totalité des 40 mètres du casier et s'apprête à alimenter la zone déjà initialement saturée. Ceci montre la prédominance des effets gravitaires sur les autres phénomènes de diffusion. Il se peut également que les conductivités hydrauliques utilisées soient trop grandes ce qui expliquerait la rapidité avec laquelle se déplace le front humide. Nous notons également une accumulation d'eau de plus en plus importante à l'avant de ce front caractéristique du ralentissement de sa progression.

Nous constatons aussi que la diffusion latérale d'humidité augmente avec la profondeur et ce en raison du rapport croissant entre la perméabilité horizontale et verticale.

Cependant, la répartition de l'humidité n'est pas totalement satisfaisante. En effet, sur les 20 – 30 premiers mètres, seuls les déchets se trouvant directement sous le point de réinjection sont touchés par la réinjection. Seuls ces déchets se stabilisent en épuisant leur

capacité méthanogène, les autres demeurant toujours potentiellement actifs. La stabilisation totale du site n'est donc pas atteinte et celui ci présente encore des risques pour l'environnement.

Enfin, lorsque le front humide atteint la zone saturée, l'alimentation de cette zone se caractérise par une croissance rapide de la hauteur de nappe. L'étalement du front devient également de plus en plus important.

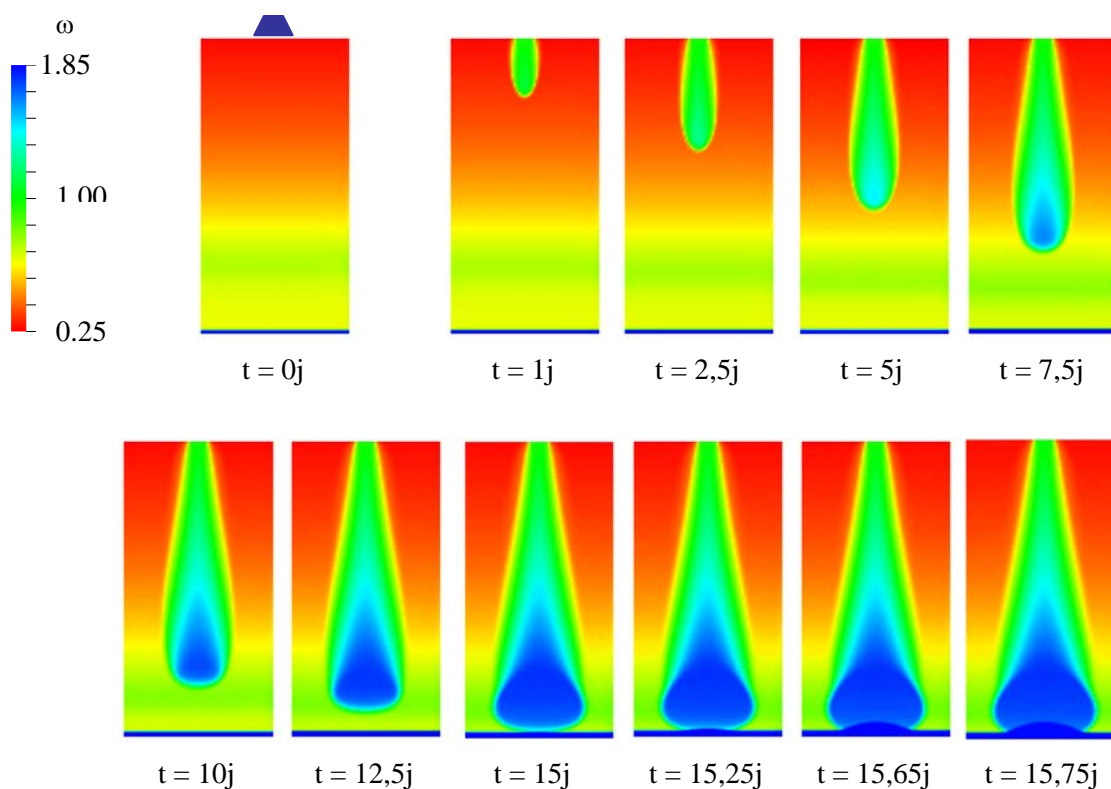


Figure IV.10 : Evolution des champs hydriques dans le cas d'un scénario de réinjection ponctuelle (débit de 400l.h^{-1} , soit au bout de 15 jours de réinjection 144 m^3 réinjectés)

IV.3.1.2.b Champs de pression

La réinjection de lixiviat a pour première conséquence de relancer l'activité microbienne et donc la production de biogaz. C'est en effet ce que nous observons puisque la surpression est passée au bout de quelques jours d'une valeur maximale de 40 mbars à

une valeur moyenne de 150 mbars. Dans les zones noyées par le front, nous atteignons même des surpressions de l'ordre de 250 mbars. Ces valeurs peuvent paraître au premier abord importantes par rapport à ce que nous pouvons observer sur site. Elles sont effectivement dues aux constantes cinétiques des modèles de génération de biogaz choisies pour les simulations elles mêmes importantes et provenant d'expériences menées par l'INSA de Toulouse (cf paragraphe III.5.1.1 du chapitre III). Cependant, il est déjà arrivé sur site d'avoir des remontées brutales de lixiviat dans des puits de réinjection verticaux (un exploitant parle d'un « geyser de lixiviat » à plus de deux mètres de haut par rapport à la surface de son casier !), ces « gisements » pouvant finalement donc être expliqués par ces fortes surpressions.

Le biogaz ainsi produit diffuse donc vers la surface du casier. Néanmoins, pendant la recirculation, une bulle de gaz localisée à la base du front humide apparaît. Au fur et à mesure de la progression de ce front, cette bulle de gaz augmente et est poussée contre la zone saturée. En effet, en raison des faibles valeurs des perméabilités au gaz dans les zones à fortes teneurs en eau (en particulier au dessus de la bulle et dans la nappe), le biogaz, dont la production est toujours active, a de plus en plus de mal à diffuser, s'accumule et provoque de forts gradients de pression. Ces forts gradients de pression déstabilisent le système en expulsant le liquide vers les zones voisines.

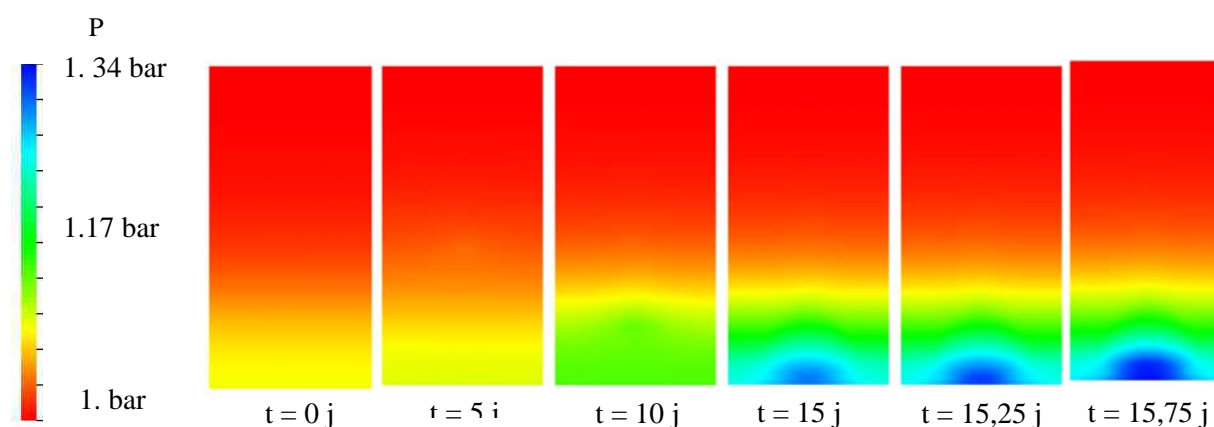


Figure IV.11 : Evolution des champs de pression dans le cas d'un scénario de réinjection ponctuelle.

IV.3.1.2.c Champs thermiques

Sur le plan thermique, nous observons peu d'effets de la réinjection de liquide. La reprise de l'activité biologique relance la faible production de chaleur mais ses conséquences sur l'ensemble des transferts sont quasiment négligeables (figure fIV.12). La non prise en compte des effets de convection thermique dans l'équation de l'énergie, compte tenu de la vitesse de déplacement du front humide, semble être une limitation importante de notre modèle. La seule chose que nous pouvons affirmer est qu'actuellement, sur un plan purement diffusif, il y a peu de couplage entre les transferts thermiques et hydriques en raison des faibles valeurs des coefficients de diffusion thermique des déchets.

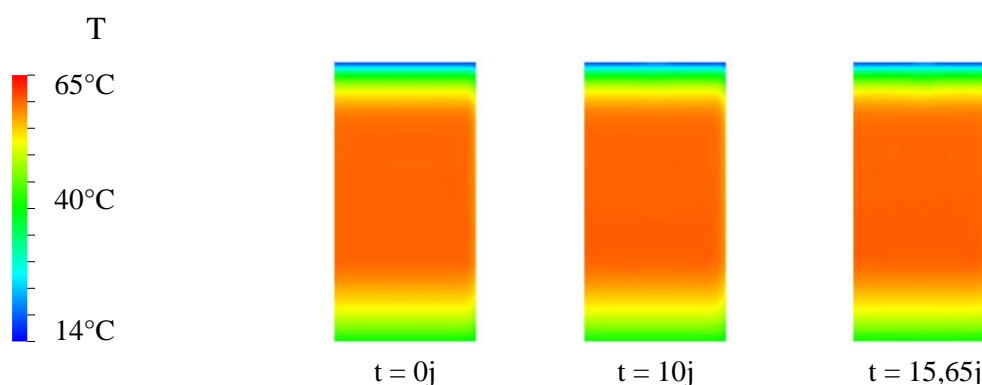


Figure IV.12 : Evolution des champs thermiques dans le cas d'un scénario de réinjection ponctuelle.

IV.3.2 Réinjection distribuée

Nous venons de voir que la répartition de l'humidité dans le cas d'une réinjection ponctuelle de lixiviat ne semble pas complètement satisfaisante. D'autre part, la réinjection en continue tend à bloquer les transferts gazeux, et ce en raison de la baisse de la perméabilité au gaz et du coefficient de diffusion de la phase gazeuse avec l'augmentation de la teneur en liquide.

Pour palier ces problèmes, une solution serait une réinjection mieux répartie sur l'ensemble du massif, suivie d'une relaxation du système. Telles sont donc les simulations que nous proposons à présent.

IV.3.2.1 Conditions initiales et conditions limites

Les conditions initiales et les conditions limites sont les mêmes que précédemment (état d'un casier après 30 jours de simulation sans réinjection). Seules changent les conditions de flux de liquide sur la face Nord du casier puisque cette fois ci 5 points de réinjection distant de deux mètres les uns des autres sont modélisés. Les débits en chaque point sont de 100 l.h^{-1} pendant 12 jours de telle manière que les volumes injectés soient les mêmes que ceux simulés lors de la réinjection ponctuelle (soit 144m^3 de lixiviat).

Au bout de 12 jours de réinjection, nous stoppons la recirculation et laissons relaxer le système.

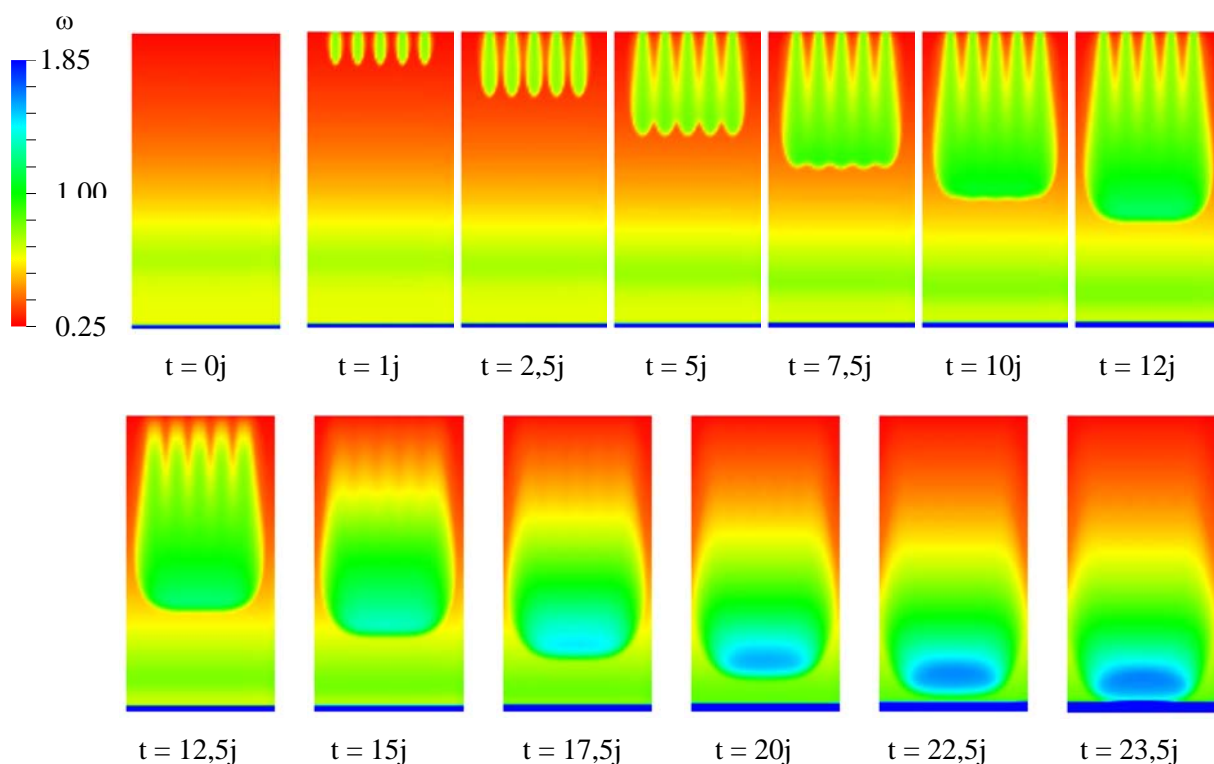
IV.3.2.2 Résultats des simulations

IV.3.2.2.a Champs hydriques

Le premier objectif est atteint puisque l'humidité sur l'ensemble du casier est déjà beaucoup mieux répartie, même si dans la partie supérieure quelques zones demeurent encore non touchées par la recirculation (figure fIV.13). Nous voyons de nouveau la forte influence de la gravité : en effet au bout de 12 jours de simulation, le front humide a déjà traversé la moitié du casier. En conséquence, au bout de 12 à 13 jours de relaxation (soit 25 jours après le début de la réinjection), des zones proche de la surface se retrouvent à des teneurs en eau insuffisante pour entretenir les réactions de dégradation des déchets. Il serait dans ce cas intéressant de relancer une campagne de recirculation pour réactiver les processus de génération de biogaz. La figure fIV.14 montre les premiers résultats obtenus

pour ce type de gestion. Malheureusement, l'instabilité de notre système en fond de casier, liée notamment aux forts gradients de pression et d'humidité déjà signalés pour la réinjection ponctuelle, nous empêche de prolonger nos simulations. De plus, nous n'avons pas encore intégré le pompage de lixiviat en fond de casier (mais ce qui est par ailleurs tout à fait possible), ce qui signifie donc qu'au bout de deux campagnes de réinjection, nous nous retrouverions avec une hauteur de nappe de plus de 17 mètres de haut. Ceci est tout à fait incompatible avec la législation actuelle.

Sinon, la propagation du front humide s'opère normalement, de la même façon que pour la réinjection ponctuelle. Sa vitesse est cependant moins rapide puisqu'il n'atteint le fond du casier qu'au bout de 23 jours au lieu de 15 dans le cas précédant. Son étalement est naturellement plus important et l'alimentation de la nappe se fait donc plus rapidement. Nous noterons cependant que malgré le rapport important de perméabilité verticale et horizontale en fond de casier, la diffusion latérale d'humidité se fait bien difficilement en raison des faibles valeurs de ces perméabilités. C'est encore la gravité qui joue de tout son poids dans les transferts. Elle se caractérise par une accumulation de lixiviat sous forme de « bosse d'humidité grandissante » au dessus de la nappe.



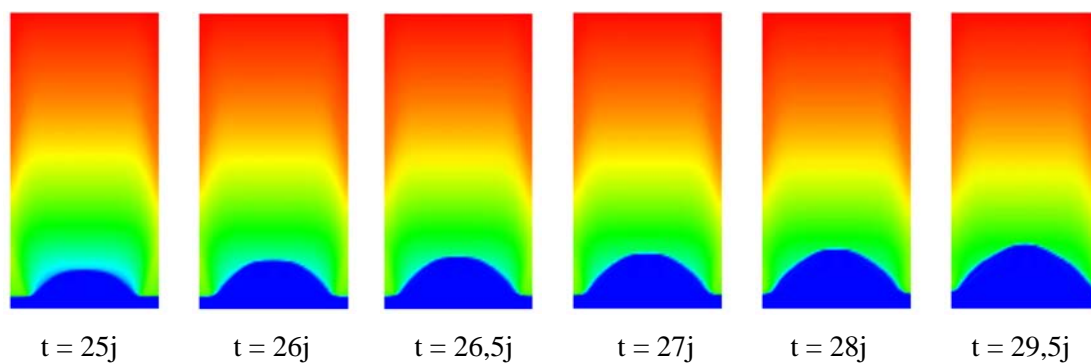


Figure IV.13 : Evolution des champs hydriques dans le cas d'un scénario de réinjection distribuée avec relaxation du système au bout de 12 jours de réinjection (débit $100 \text{ l.h}^{-1} \cdot \text{trou}^{-1}$ soit, au bout de 12j, 144 m^3 réinjectés)

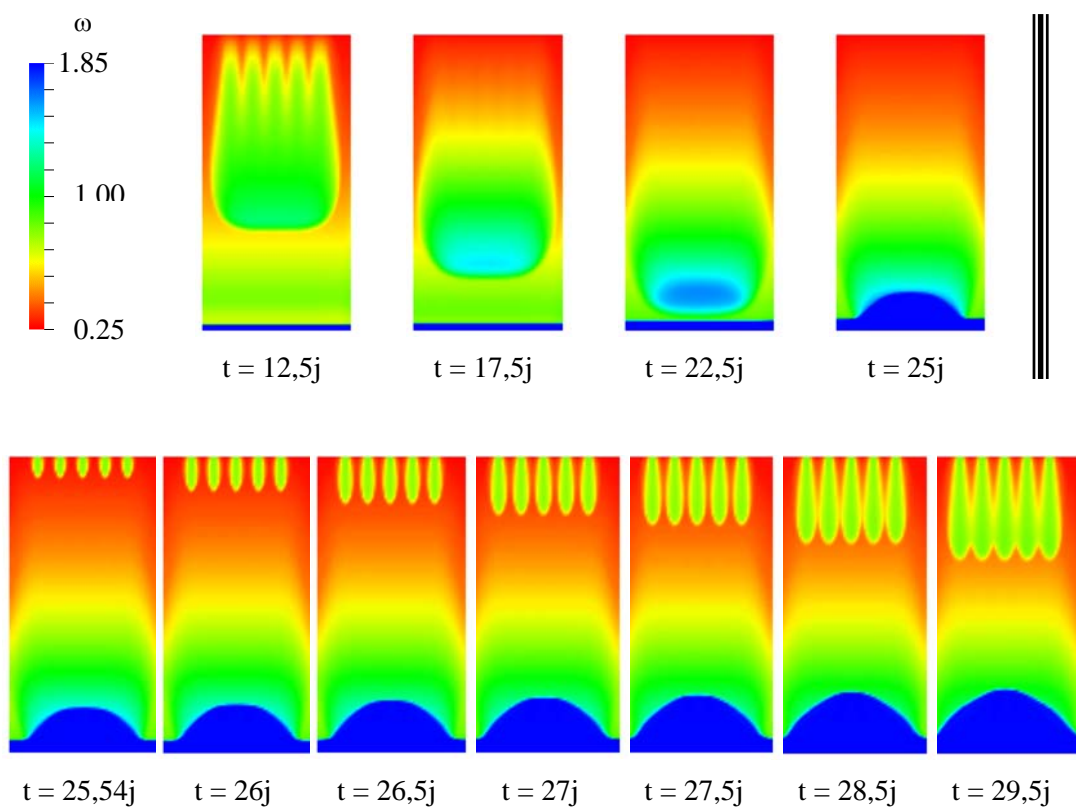


Figure IV.14 : Evolution des champs hydriques lors d'une reprise d'un scénario de réinjection distribuée après 13 jours de relaxation (soit 25 jours après le début de la réinjection)

IV.3.2.2.b Champs de pression

Tout comme pour la réinjection ponctuelle, la recirculation de lixiviat provoque la reprise de l'activité méthanogène au sein des déchets. Cependant, compte tenu de la répartition plus homogène de l'humidité dans le casier, une plus grande partie des déchets est touchée par cette régénération de biogaz et nous pouvons espérer de ce fait une stabilisation plus rapide du site.

D'autre part, les fortes surpressions résultant des simulations (+ 320 mbars par rapport à la pression atmosphérique) sont à associer aux valeurs peut être surestimées des constantes cinétiques des lois de dégradation des déchets. Cependant, comme nous le soulignons lors du paragraphe consacré à la réinjection ponctuelle (IV.3.1.2.b), des remontées de lixiviat ont déjà été observées sur site dans des puits de réinjection verticaux. Nous noterons également que les surpressions dans le cas d'une réinjection distribuée sont moins importantes que lors d'une réinjection ponctuelle. Ceci est en particulier dû à la relaxation du système qui permet au biogaz de mieux diffuser à l'intérieur du massif.

Par contre, nous avons toujours création d'une bulle de gaz à l'avant du front humide qui est poussée jusqu'au fond du massif et qui vient s'écraser contre la nappe. A partir de ce moment, notre système se déstabilise avec en particulier des gradients de pression importants qui chassent le liquide vers des zones voisines. De plus, la production de biogaz toujours active dans les zones saturées, dans lesquelles la diffusion et la perméabilité au gaz deviennent très faibles, contribue de façon importante à ces montées en pression et donc à ces instabilités.(figure IV.15)

Nous avons également suivi l'évolution des champs de pression après une relance de recirculation de lixiviat suite à 13 jours de relaxation. En effet, nous avons noté dans le paragraphe précédant que les zones proches de la surface, au bout de 12 à 13 jours d'arrêt de réinjection, se retrouvaient à des teneurs en humidité insuffisantes pour produire du biogaz. La reprise de cette recirculation relance parfaitement l'activité biologique et le biogaz ainsi généré diffuse en masse vers la surface. Malheureusement, l'échelle des

couleurs des champs de pression ne permet pas de voir graphiquement cette reprise de la production de biogaz (figure fIV.16). Seule l'analyse des flux instantanés de gaz et de l'évolution de la pression à une abscisse donnée (figure fIV.17) nous permettent d'affirmer cette relance des processus méthanogènes dans les zones supérieures.

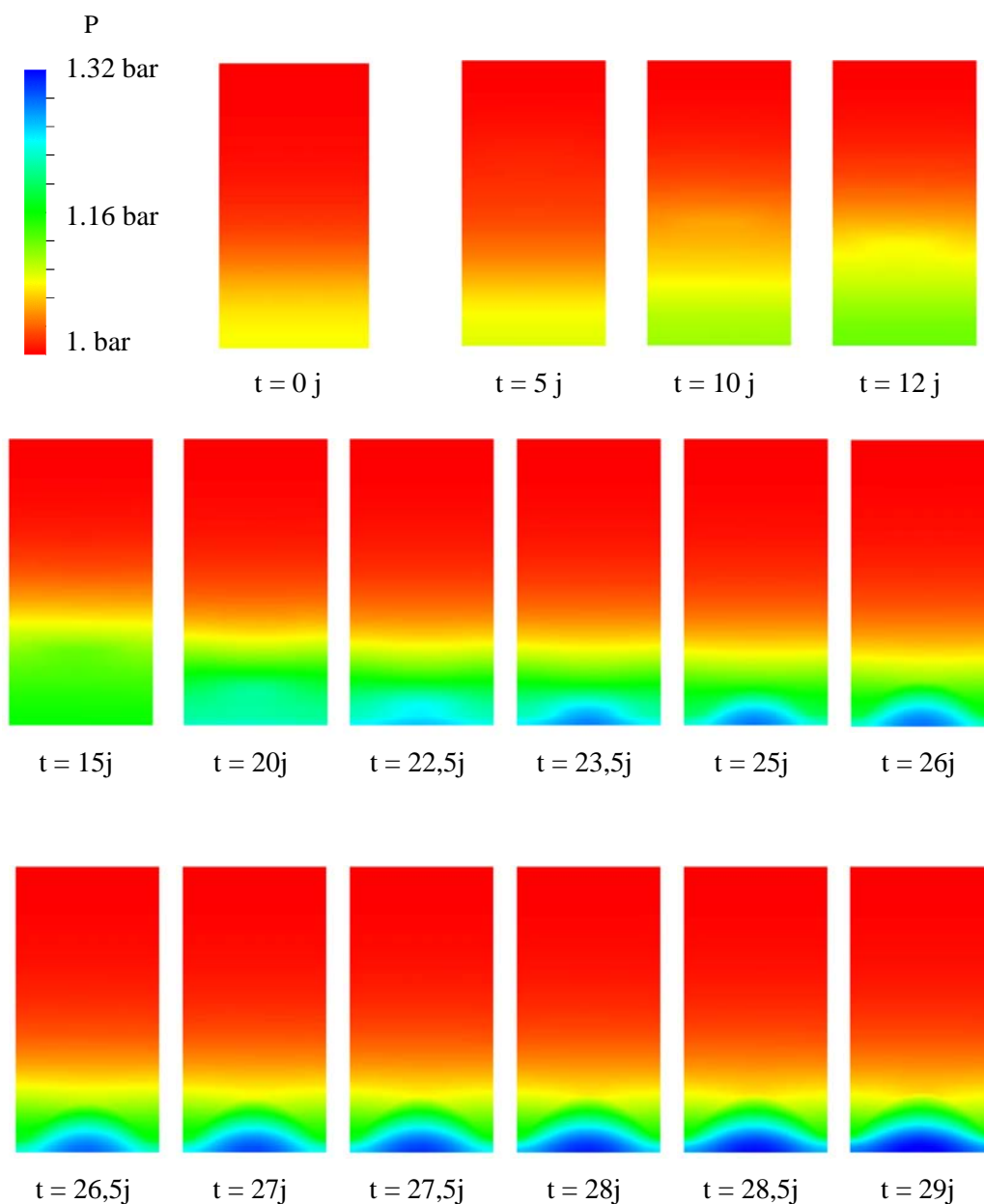


Figure IV.15 :Evolution des champs de pression lors d'un scénario de réinjection distribuée avec relaxation du système au bout de 12 jours de recirculation

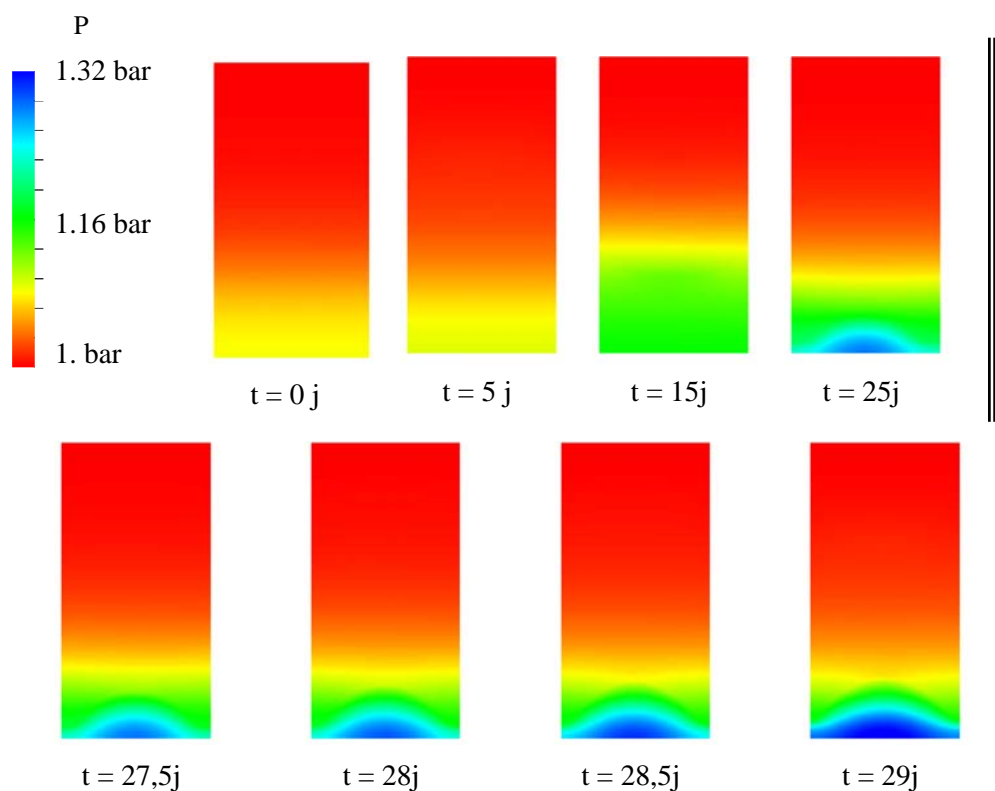


Figure IV.16 : Evolution des champs de pression lors d'une reprise d'un scénario de réinjection distribuée après 13 jours de relaxation (soit 25 jours après le début de la réinjection)

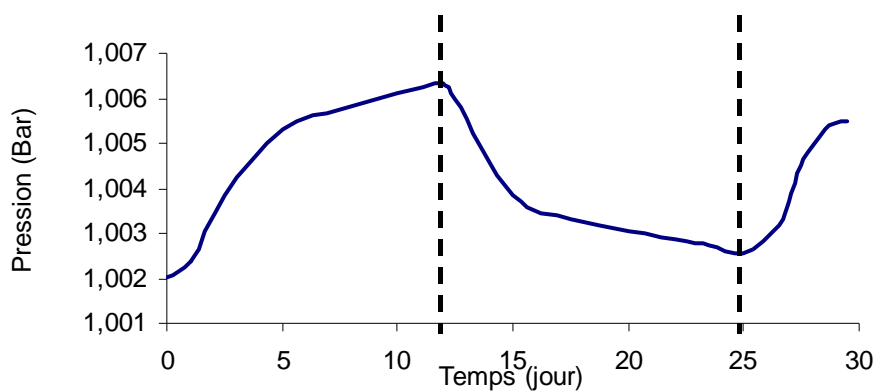


Figure IV.17 : Evolution des champs de pression à l'abscisse ($x = 10,2\text{m}$; $z = 9\text{m}$) lors d'un scénario de réinjection distribuée (12j) - Relaxation (13j) - Réinjection (5j)

IV.3.2.2.c Champs thermiques

Tout comme pour la réinjection ponctuelle, nous n'observons que peu d'effets sur les champs thermiques du massif de déchets et ce pour les mêmes raisons. A savoir, d'une part à cause des faibles valeurs des coefficients de diffusion thermique du milieu étudié, d'autre part par la non prise en compte de la convection thermique dans l'équation de l'énergie. Nous ne présentons pas de figure concernant ces champs de température étant donné qu'ils s'agit quasiment des mêmes que ceux présentés pour la réinjection ponctuelle.

IV.4 Influence de la réinjection sur les productions de biogaz

Nous venons de voir quels pouvaient être les effets de la recirculation de lixiviat sur les champs de pression dans un casier de déchets ménagers. Nous avons noté la forte montée en pression du système, surpression essentiellement causée par la reprise de l'activité méthanogène, c'est à dire de la production de biogaz. Mais qu'en est il des volumes nouvellement produits et des vitesses de production ?

Sans réinjection, au bout d'une vingtaine de jours, les vitesses de production de biogaz d'un demi casier (20m × 40m × 1m) commencent à diminuer significativement, passant de $1.7 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ à $8.5 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en moins de 40 jours (figure fIV.18).

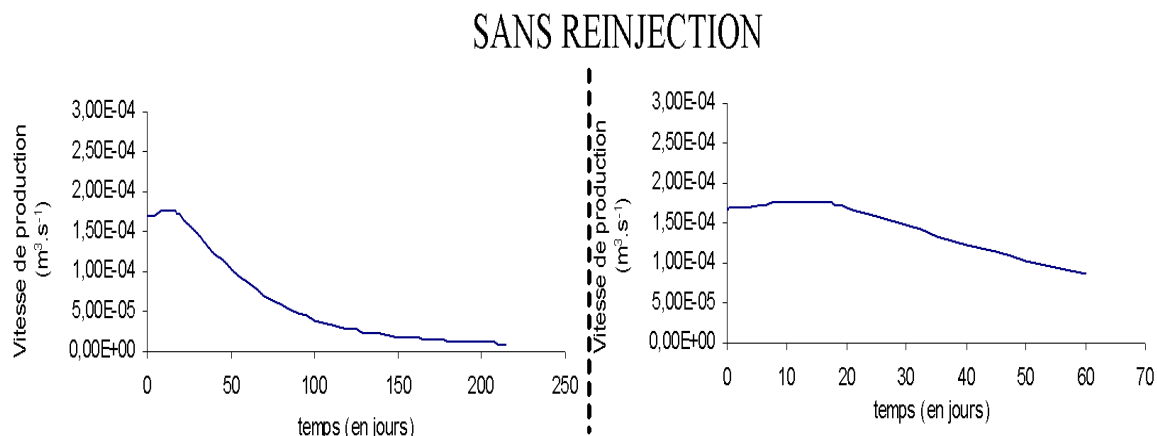


Figure IV.18 : Evolution des vitesses de production gazeuse sans réinjection

La réinjection, qui débute dès le trentième jour, relance nettement les productions gazeuses, notamment en phase de réinjection distribuée où la vitesse de production atteint juste avant la relaxation du système la valeur de $2.5 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (figure fIV.19). A la vue de ces résultats, nous pourrions nous demander pourquoi ne pas pratiquer une recirculation en continue plutôt que de laisser le système se relaxer au bout d'une certaine période de réinjection. Nous rappelons simplement qu'un casier trop saturé en liquide, peut d'une part inhiber l'activité biologique, d'autre part bloque les transferts gazeux et favorise les montées en pression du milieu avec les dangers que cela peut occasionner. D'où l'intérêt de ce temps de latence entre deux campagnes de recirculation.

Enfin, nous avons comparé ces résultats aux valeurs bibliographiques, rapportées par Lambert (1996), de Gendebien & al (1993) et Lee & al (1995) qui ont estimé les vitesses de production de biogaz sur site. En considérant des déchets de densité moyenne de $800 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, Gendebien & al (1993) parviendraient à des vitesses moyennes de production, ramenées au volume de notre casier, de l'ordre de $4.06 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ alors que celles de Lee & al (1992) seraient de l'ordre de $6.22 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, ces valeurs encadrant finalement bien les résultats que nous avons obtenus.

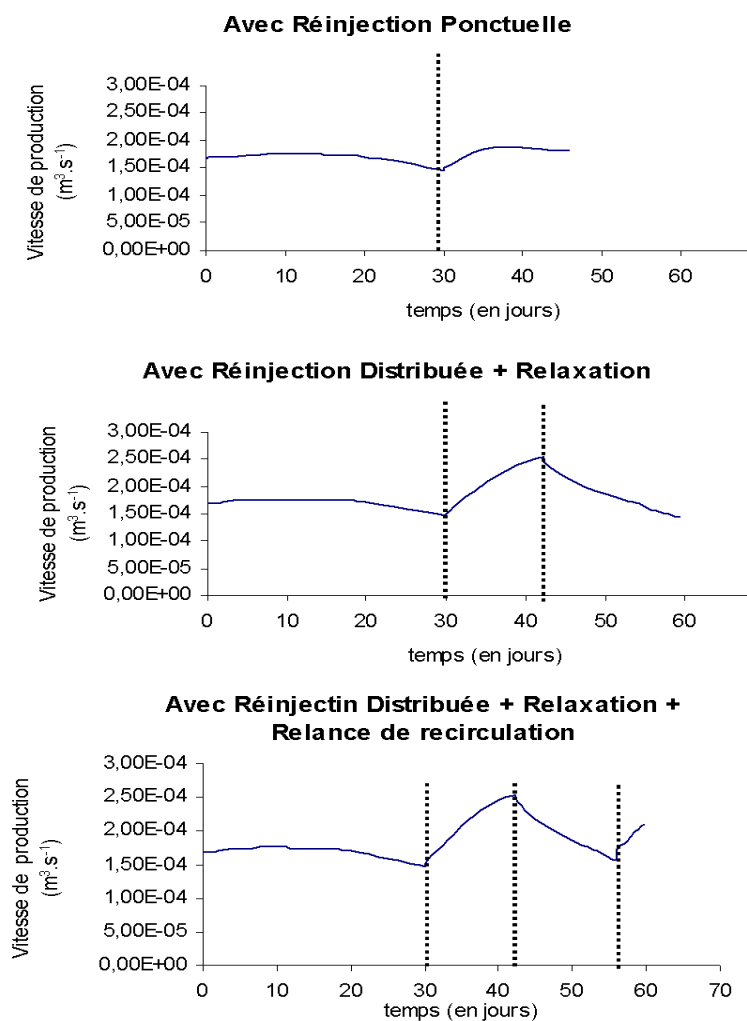


Figure IV.19 : Effets de la réinjection sur les vitesses de production de biogaz

Les conséquences sur les volumes de biogaz cumulés sont flagrantes puisque sans réinjection la quantité produite au bout de 60 jours n'est que de 714 m³ alors qu'en réinjection distribuée avec relaxation du système et relance de la recirculation, le volume produit est de l'ordre de 950 m³, soit près de 25% en plus ! De plus, le tableau tIV.2 qui synthétise les résultats obtenus à partir des simulations réalisées montre que si l'on souhaite favoriser la production de biogaz, que ce soit pour « inerte » plus rapidement le site ou bien valoriser ce biogaz, la réinjection distribuée avec relaxation puis relance de la recirculation apparaît comme étant le scénario de gestion le plus avantageux.

<i>Temps (en jours)</i>	<i>Sans Réinjection</i>	<i>Réinj. Ponct. (144 m³ sur 15 jours)</i>	<i>Réinj. Dist. + Relax. (144 m³ sur 12 jours)</i>	<i>Réinj. Dist. + Relax. + Relance Réinj. (144 m³ sur 12 jours + 48 m³ sur 4 jours)</i>
15j	225 m ³	225 m ³	225 m ³	225 m ³
30j	431 m ³	431 m ³	431 m ³	431 m ³
35j	489 m ³	507 m ³	514 m ³	514 m ³
42j		628 m ³ *	661 m ³	661 m ³
45j	592 m ³	668 m ³	718 m ³	718 m ³
50j	636 m ³		801 m ³	801 m ³
55j	677 m ³		875 m ³	875 m ³
60j	714 m ³		934 m ³ **	949 m ³

Tableau IV.2 : Synthèse des volumes cumulés de biogaz produits suivant les scénarios de gestions envisagées (* résultat à t = 42,5 jours ; ** : résultat à t = 59,5 jours). En fond gris les périodes de recirculation.

IV.5 Etude de la sensibilité du code SPIDER à certains paramètres

IV.5.1 Influence du maillage

Les premiers tests de sensibilités que nous avons réalisés concernent le maillage du système étudié. Les simulations de gestion de casiers effectuées par la suite (paragraphes IV.3, IV.4 et IV.5) sont basées sur un maillage resserré près des frontières décrit dans le paragraphe IV.1.1.2.a. Afin d'étudier l'influence du pas d'espace, une simulation d'un

scénario de gestion sans réinjection de liquide a été réalisée sur un maillage totalement régulier ($\Delta x = \Delta z = 0.3$ m) qui confère une précision d'ordre deux aux schémas de discrétisation spatiale, les conditions limites et initiales étant naturellement identiques.

Les résultats obtenus montrent peu de différences entre les deux types de réalisations, que ce soit sur les profils hydriques, thermiques ou champs de pression (figure fIV.20 - les profils thermiques étant strictement identiques, ils ne sont pas présentés). Cependant, les flux de masse importants, notamment en phase liquide près des frontières, nous obligent à utiliser, dans le cas d'un maillage régulier, des pas de temps beaucoup plus faibles afin d'obtenir la convergence de la méthode itérative (pas de temps de 20 secondes maximum au lieu de 200 secondes dans le cas de maillage resserré). Par conséquent, même si le nombre d'équations à résoudre est moins important dans le cas du maillage régulier, les temps de calcul pour simuler des périodes équivalentes sont plus longs et ne justifient donc pas l'utilisation d'une telle discrétisation spatiale.

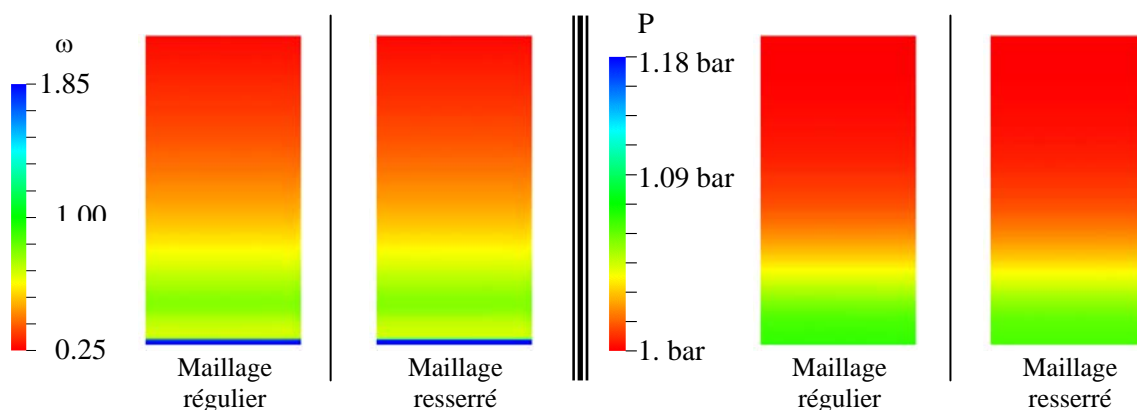


Figure IV.20 : Comparaison de simulations avec maillage régulier et maillage resserré. Gestion de casier sans recirculation, Champs d'humidité et de pression, $t = 40$ jours.

IV.2.2 Influence de la perméabilité intrinsèque des déchets

La perméabilité du milieu est le facteur déterminant dans l'établissement des champs d'humidité au sein des déchets. Elle conditionne en particulier les temps de transferts des fronts humides, verticalement et horizontalement. Afin de mesurer le poids de ce paramètre, nous avons procédé à deux simulations différentes faisant intervenir deux perméabilités intrinsèques verticales : la première basée sur des relevés expérimentaux réalisés sur le site de Vert Le Grand (données du CEMAGREF), la seconde directement tirée de valeurs proposées dans la littérature par Beaven & Powrie (1995) (graphe de la figure fIV.21). Les rapports entre les perméabilités verticales et horizontales suivant la profondeur du casier sont conservés.

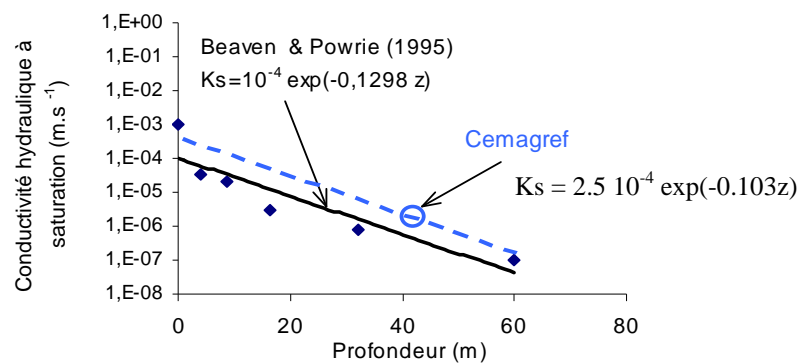


Figure IV.21 : Evolutions des perméabilités intrinsèques testées lors des simulations sans recirculation

Les résultats obtenus montrent la forte sensibilité du modèle à la perméabilité du milieu. En effet, dans le cas d'une perméabilité établie à partir des données du CEMAGREF (celle qui a été utilisée dans nos simulations de gestions de sites), les nœuds frontières en fond de casier se saturent dès le cinquième jour alors qu'ils ne sont qu'à 72% de la saturation dans le cas d'une perméabilité plus faible calquée sur le modèle de Beaven & Powrie (1995). Au bout de 30 jours de simulation, le drainage du massif est moins important et les teneurs en humidité sont plus élevées sur l'ensemble du casier (sauf au niveau de la zone saturée où la hauteur de nappe est plus petite). Ces champs hydriques plus élevés ont pour principales conséquences à la fois de maintenir plus longtemps une

humidité suffisante pour produire du biogaz mais aussi de bloquer un peu plus les transferts en phase gazeuse. On explique ainsi pourquoi les champs de pression obtenus sont supérieurs dans le cas d'hypothèses de faibles perméabilités (figure f IV.22).

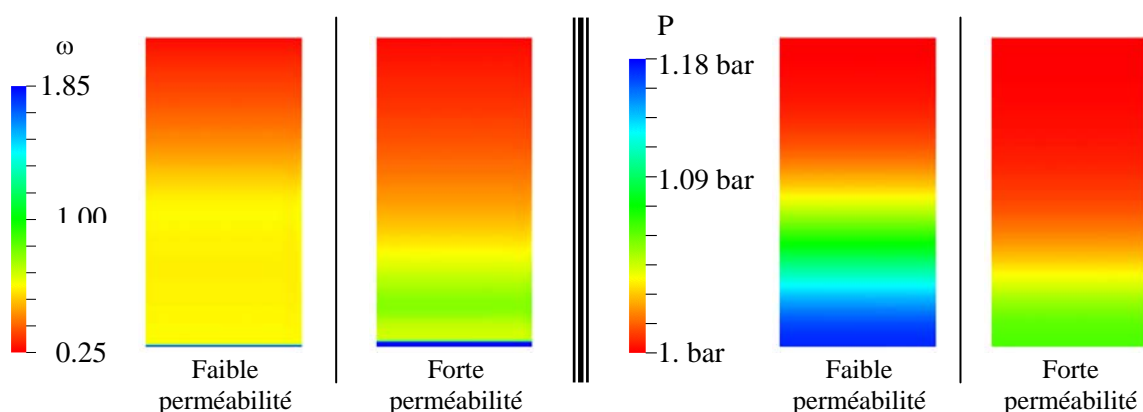
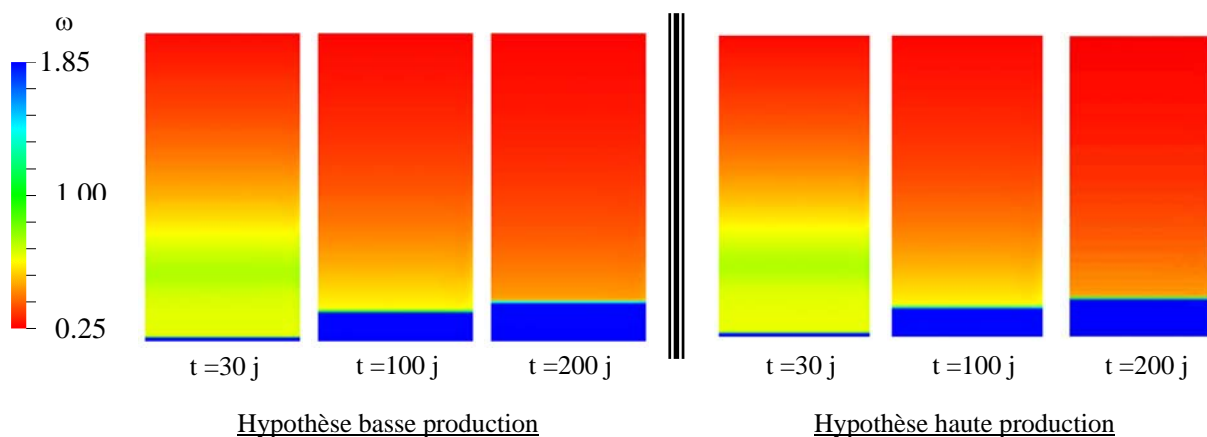


Figure IV.22 : Comparaison de simulation avec faible perméabilité (Beaven & Powrie (1995)) et forte perméabilité (CEMAGREF). Gestion de casier sans recirculation, Champs d'humidité et de pression, $t = 40$ jours

IV.5.3 Influence du terme production de biogaz

C'est le terme « production de biogaz » qui contrôle presque exclusivement la montée en pression du site. Or, nous avons vu dans le chapitre III qu'il subsistait encore pas mal de lacunes quant à sa détermination. Les simulations de gestions de casiers de déchets que nous avons réalisées ont été effectuées sur la base de résultats expérimentaux obtenus par l'INSA de Toulouse. Afin d'estimer les variances auxquelles pouvait conduire ce terme dans l'établissement des champs de pression et des volumes cumulés de biogaz, nous avons testé un modèle dit de « basse production » déterminé à partir de données bibliographiques obtenues par El Fadel & al (1996) présentées dans le chapitre III.5.1.1.b.

Les résultats parlent d'eux mêmes : pour des hypothèses de basse production, après 30 jours de simulation sans réinjection, la surpression en fond de casier (surpression maximale) n'est que de 6,5 mbars alors qu'elle est de 83,4 mbars dans le cas d'une hypothèse de « forte production ». Cette surpression moins importante favorise davantage le drainage du massif et conduit alors à des champs d'humidité moins élevés (figure fIV.23). Sur un plan thermique, la génération de biogaz étant plus faible, la production de chaleur de la phase anaérobie devient moins importante ce qui explique le niveau thermique global du casier légèrement inférieur (quelques dixièmes de degré, donc non présenté graphiquement). Ces observations sont également valables pour des simulations de phases de recirculation de lixiviat. Nous signalerons aussi que la diffusion du front humide vers le fond du casier se fait plus facilement pour des casiers accusant des surpressions moins importantes : en effet, comme le montre la figure fIV.24 qui reprend une simulation de réinjection distribuée avec relaxation du système, au bout de 20 jours simulés, le front humide se situe 1,5m plus bas que dans le cas d'une hypothèse « basse production ».



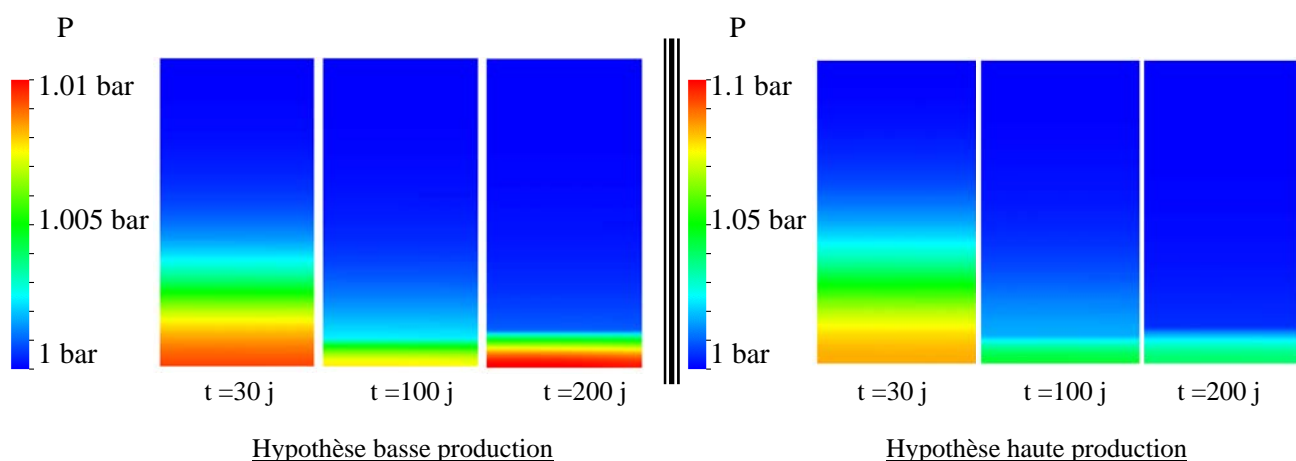


Figure IV.23 : Comparaison de simulation avec hypothèse faible production (El Fadel & al (1996)) et hypothèse forte production (INSA Toulouse). Gestion de casier sans recirculation, Champs d'humidité et de pression, $t = 30, 100, 200$ jours

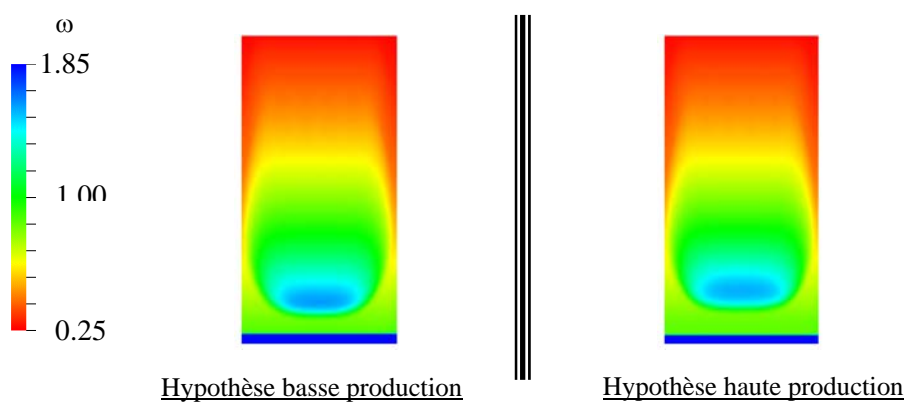


Figure IV.24 : Comparaison de simulation avec hypothèse faible production (El Fadel & al (1996)) et hypothèse forte production (INSA Toulouse). Gestion de casier avec recirculation distribuée + relaxation, Champs d'humidité, $t = 20$ jours

Quant aux volumes de biogaz produits, la différence entre les deux hypothèses de production est impressionnante et montre combien il est important de correctement choisir

les valeurs de nos constantes cinétiques pour estimer du mieux possible les quantités de biogaz généré. En effet, en phase de non réinjection, au terme de 215 jours simulés, les volumes cumulés avec l'hypothèse de forte production sont plus de 20 fois supérieurs à ceux estimés à partir de l'hypothèse basse production (respectivement 50 m^3 et 1090 m^3). En phase de recirculation distribuée, au bout de 20 jours simulés, nous atteignons pratiquement un rapport de 30 entre les deux réalisations (27 m^3 contre 800 m^3 dans le cas d'une hypothèse de forte production).

IV.6 Bilan Synthèse

Le modèle mathématique présenté dans le chapitre III nous a permis de prédire l'évolution des champs hydriques, thermiques et de pression au sein d'un casier de déchets ménagers. Nous avons en particulier, grâce aux modifications apportées au code de calcul SPIDER, pu gérer et modéliser l'interface zone non saturée - zone saturée.

Les simulations réalisées en phase de non réinjection montrent que le système se stabilise au bout de 150 jours, avec un drainage complet des déchets et donc une alimentation de la nappe largement ralentie. Ce drainage malheureusement conduit à des teneurs en humidité insuffisantes pour générer du biogaz dans les zones supérieures. Le potentiel méthanogène de ces déchets n'étant pas épuisé, une reprise de l'activité biologique avec tous les risques que cela comporte pour l'environnement n'est pas à exclure : les objectifs de stabilisation du site ne sont donc pas atteints.

Dans ce cas, il convient de relancer les réactions de dégradation par une réhumidification des déchets et la réinjection de lixiviat apparaît comme étant un moyen judicieux pour parvenir à ces fins. Les premières simulation réalisées concernent une réinjection ponctuelle à fort débit (400 l.h^{-1} sur un trou de réinjection). Les résultats obtenus sont peu satisfaisants quant à la répartition homogène de l'humidité. En effet, seuls les déchets situés directement sous le point de réinjection sont touchés par la recirculation.

Cependant l'impact sur la reprise de la production de biogaz est bien marqué : le système atteint des surpressions de l'ordre de 200 mbars au lieu des 50 mbars dans le cas d'une gestion sans réinjection. En fond de casier, nous avoisinons même des surpressions proche de 340 mbars. Ces fortes montées en pression sont en particulier dues aux blocages des transferts gazeux dans des zones où les fortes teneurs en humidité contribuent à la baisse des coefficients de diffusion et des perméabilités au gaz, et dans lesquelles la production de biogaz est toujours active. Nous avons noté également le faible couplage entre l'équation de transfert de masse de l'humidité et celle de l'énergie. Effectivement, compte tenu des faibles valeurs des coefficients de diffusion de la chaleur des déchets et de la non prise en compte de la convection thermique dans l'équation de l'énergie, nous ne notons pratiquement aucun effet de la réinjection sur les champs thermiques d'un casier de déchets.

Dans le cas de la réinjection ponctuelle donc, nous n'avons pas une répartition homogène de l'humidité sur l'ensemble du massif. D'autre part, en raison d'une réinjection en continue, les teneurs en liquide atteintes sont si importantes qu'elles ont tendance à bloquer les transferts gazeux. Pour palier ces problèmes, une solution consiste en une réinjection mieux distribuée à la surface du casier, à débit moindre, avec au bout d'un certain nombre de jours un arrêt de la recirculation et une relaxation du système. Dans ce cas, nous avons vu que l'humidité est beaucoup mieux répartie sur l'ensemble du casier. L'activation des réactions de dégradation est plus uniforme et la stabilisation du site sera plus rapidement atteinte. De plus, comme les teneurs en humidité sont moins importantes, les transferts gazeux sont plus faciles et la montée en surpression du site est moins prononcée, même si au fond du casier il y a toujours l'apparition de ces zones à fortes surpressions. Enfin, même remarque que pour la réinjection ponctuelle : pas d'effet marquant sur les transferts de chaleur à cause de la non prise en compte de la convection thermique et des faibles valeurs des coefficients de conduction et diffusion thermiques des déchets.

Nous avons également vu que les effets de la réinjection sur les volumes de biogaz produits sont manifestes puisqu'une recirculation de lixiviat durant une douzaine de jours permet d'augmenter de 25% les quantités de biogaz. D'autre part, la réinjection distribuée entrecoupée de périodes de relaxation apparaît comme étant la gestion la mieux adaptée

pour favoriser la génération et la récupération du biogaz ainsi que la diminution des temps de stabilisation des centres de stockages de déchets ménagers.









Liste des figures et tableaux du CHAPITRE IV.

Tableau IV.1 :Synthèse des coefficients du modèle.....	135
Figure IV.1 : Schématisation du domaine physique modélisé et du maillage adopté.....	136
Figure IV.2 : Maillage type (d'après Courivaud, (1993))	137
Figure IV.3 : Discrétisation spatiale autour d'un volume de contrôle.....	139
Figure IV.4 : maillage des volumes frontières	145
Figure IV.5 :Modélisation de la perméabilité relative de la phase liquide en fonction de la teneur en eau massique des déchets.	150
Figure IV.6 : Evolution des champs hydriques dans un scénario de gestion de casier sans réinjection.	152
Figure IV.7 : Evolution des champs de pression dans un scénario de gestion de casier sans réinjection	153
Figure IV.8 : Evolution des champs thermiques dans un scénario de gestion de casier sans réinjection	154
Figure IV.9 : Schématisation de la tranche unitaire de demi casier simulé.....	156
Figure IV.10 :Evolution des champs hydriques dans le cas d'un scénario de réinjection ponctuelle (débit de 400l.h^{-1} , soit au bout de 15 jours de réinjection 144 m^3 réinjectés)	157
Figure IV.11 : Evolution des champs de pression dans le cas d'un scénario de réinjection ponctuelle.....	158
Figure IV.12 :Evolution des champs thermiques dans le cas d'un scénario de réinjection ponctuelle.....	159

Figure IV.13 : Evolution des champs hydriques dans le cas d'un scénario de réinjection distribuée avec relaxation du système au bout de 12 jours de réinjection (débit $100 \text{ l.h}^{-1} \cdot \text{trou}^{-1}$ soit, au bout de 12j, 144 m^3 réinjectés).....	162
Figure IV.14 : Evolution des champs hydriques lors d'une reprise d'un scénario de réinjection distribuée après 13 jours de relaxation (soit 25 jours après le début de la réinjection)	162
Figure IV.15 : Evolution des champs de pression lors d'un scénario de réinjection distribuée avec relaxation du système au bout de 12 jours de recirculation.....	164
Figure IV.16 : Evolution des champs de pression lors d'une reprise d'un scénario de réinjection distribuée après 13 jours de relaxation (soit 25 jours après le début de la réinjection)	165
Figure IV.17 : Evolution des champs de pression à l'abscisse ($x = 10,2\text{m}$; $z = 9\text{m}$) lors d'un scénario de réinjection distribuée (12j) - Relaxation (13j) – Réinjection (5j)....	165
Figure IV.18 : Evolution des vitesses de production gazeuse sans réinjection	167
Figure IV.19 : Effets de la réinjection sur les vitesses de production de biogaz.....	168
Tableau IV.2 : Synthèse des volumes cumulés de biogaz produits suivant les scénarios de gestions envisagées (* résultat à $t = 42,5$ jours ; ** : résultat à $t = 59,5$ jours). En fond gris les périodes de recirculation.....	169
Figure IV.20 : Comparaison de simulations avec maillage régulier et maillage resserré. Gestion de casier sans recirculation, Champs d'humidité et de pression, $t = 40$ jours.	170
Figure IV.21 : Evolutions des perméabilités intrinsèques testées lors des simulations sans recirculation	171
Figure IV.22 : Comparaison de simulation avec faible perméabilité (Beaven & Powrie (1995)) et forte perméabilité (CEMAGREF). Gestion de casier sans recirculation, Champs d'humidité et de pression, $t = 40$ jours	172
Figure IV.23 : Comparaison de simulation avec hypothèse faible production (El Fadel & al (1996)) et hypothèse forte production (INSA Toulouse). Gestion de casier sans recirculation, Champs d'humidité et de pression, $t = 30, 100, 200$ jours	174

Figure IV.24 : Comparaison de simulation avec hypothèse faible production (El Fadel & al (1996)) et hypothèse forte production (INSA Toulouse). Gestion de casier avec recirculation distribuée + relaxation, Champs d'humidité, $t = 20$ jours 174

BIBLIOGRAPHIE

-  **BEAVEN R.P. & POWRIE W.**, Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large scale compression cell, *Proceedings Sardinia 95, Fifth International Waste Management and Landfill Symposium*, vol I, pp 745-768, 1995
-  **COURIVAUD J. M.**, Etude des transferts couplés de masse et de chaleur en milieu poreux. Application à la cuisson par vapeur saturée d'un béton cellulaire, *Thèse de l'Institut National Polytechnique de Toulouse*, 1993
-  **EL FADEL M., FINDIKAKIS A.N., LECKIE J.O.**, Numerical modeling of generation and transport of gas and heat in landfills I. Model formulation. *Waste Management and Research*, vol 14, pp 483-504, 1996
-  **INCROPERA F.P. & DEWITT D.P.**, Fundamentals of heat and mass transfers, *Fourth Edition, John Wiley & Sons*, 1996
-  **LAMBERT D.**, Instrumentation et caractérisation d'un casier de décharge accueillant des déchets ménagers et assimilés au cours de son exploitation : détermination des interactions entre l'activité biologique et les champs d'humidité et de température, *Diplôme de Recherche de l'INSA de Toulouse*, 1997
-  **LEE W.B., MOON I.W., LEE S.B., CHA M.C., PARK J.H. & LEE J.J.**, Prediction of gas production rates in Nanji landfill sites, *Proceedings Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium*, vol I, pp 655-664, 1995
-  **GENDEBIEN A., PAUWELS M., CONSTANT M., LEDRUT-DAMANET M.J., NYNS E.J., WILLUMSEN H.C., BUTSON J., FABRY R., FERRERO G.L.**, *Commission of the European Communities*, EUR 14017/1 EN, 865p, 1993
-  **PATHANKAR S. V.**, Numerical heat transfers and fluid flow. *Hemisphere publishing corporation New York*, 1980

CONCLUSION GENERALE - PERSPECTIVES

Les travaux développés dans ce manuscrit s'inscrivent dans une même volonté de la part des pouvoirs publics et des exploitants de décharges d'améliorer la gestion des centres de stockage des déchets ménagers et assimilés. Ainsi, outre le fait de mieux contrôler les émissions des effluents liquides et gazeux générés lors de la dégradation des déchets et susceptibles de polluer à tout moment l'environnement, il s'agit également de diminuer les temps de stabilisation de ces sites.

Depuis plus de six ans maintenant, un programme de recherche en collaboration avec d'autres laboratoires scientifiques a été développé au sein de l'Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse dans le Groupe d'Etudes sur les Milieux Poreux. L'approche que nous avons choisie d'adopter s'articule autour de trois volets :

Tout d'abord des études sur sites réels par le biais d'instrumentations performantes afin de mieux comprendre le fonctionnement de ces centres et les processus de biodégradation en décharge.

Des études en laboratoire pour étudier en milieu contrôlé certains paramètres propres aux déchets ou reproduire des phénomènes liés à la biodégradation des déchets.

Enfin, la prédiction de ces phénomènes grâce à la modélisation mathématique et numérique des processus physico chimiques de dégradation dans le but de proposer des scénarios de gestion optima pour les exploitants de sites.

L'instrumentation de deux casiers du centre de stockage de Vert Le Grand en sondes de température (84 au total) et d'humidité (60 au total) nous a permis de suivre le comportement thermo hydrique du site pendant son exploitation. L'acquisition des données est entièrement automatisée et la gestion de cette acquisition (visualisation, modifications de paramètres, et traitement des données) peut être réalisée à distance par

liaison modém. Nous avons en particulier observé que, depuis la pause d'une couverture étanche, le système étudié s'avère parfaitement stable :

Les champs de température sont comparables à ceux déjà relevés sur d'autres sites instrumentés. Ils se caractérisent par des cœurs de casiers relativement chauds avec des températures avoisinant les 65°C et des températures de parois plus basses liées à la température extérieure et la température du sol.

Les champs hydriques mesurés montrent la forte influence des phénomènes gravitaires dans les transferts d'humidité. Le drainage des déchets conduit à la formation d'une zone saturée en lixiviat en fond de casier alors que les zones supérieures semblent se trouver à des teneurs en liquide insuffisantes pour générer du biogaz. Pour relancer les processus de dégradation, une réhumidification des déchets est donc nécessaire. La réinjection de lixiviat à la surface du casier apparaît comme étant un moyen efficace pour relancer les cinétiques de dégradation et donc la production de biogaz. Le centre de stockage de Vert Le Grand est à ce titre équipé d'un réseau de recirculation par brins horizontaux qui malheureusement n'a pas encore été exploité expérimentalement.

Afin d'appréhender la réponse du site durant son exploitation (sans ou avec réinjection), un modèle mathématique traduisant les écoulements de fluides et les transferts de chaleur au sein des déchets ménagers a été élaboré. Ce modèle s'appuie sur une approche de type « milieu poreux réactif » avec l'hypothèse de l'existence d'un volume élémentaire de référence permettant de réaliser des changements d'échelles microscopiques - macroscopiques. Ce modèle est basé sur les équations de conservations de la masse, de l'énergie et de la quantité de mouvement pour chacune des espèces en présence et permet de prédire l'évolution spatio temporelle des champs hydriques, thermiques et de pression totale (biogaz + vapeur d'eau) du système. Les coefficients du modèle (perméabilités, courbes de pressions capillaires, tensions interfaciales, conductivités thermiques...) sont déterminés à partir de lois empiriques ou de relevés expérimentaux réalisés sur site ou en laboratoire. Enfin, nous proposons un modèle de production de biogaz dépendant à la fois de la nature des déchets en présence, de la température du milieu et, chose nouvelle, de la teneur en humidité des déchets.

Les premières simulations réalisées visent à modéliser le comportement d'un casier sans réinjection après son recouvrement par une couverture étanche. Les résultats montrent un drainage important des déchets et une migration du lixiviat vers le fond du casier pour former une nappe saturée en liquide. Au bout de 150 jours, le système se stabilise, les déchets drainés ayant atteint leur capacité au champ de rétention. Cependant, cette teneur en eau s'avère être insuffisante pour générer du biogaz. D'autre part, le site demeure toujours potentiellement actif et représente ainsi un risque pour l'environnement. Pour relancer l'activité microbienne, nous avons donc simulé différents modes de réinjection de lixiviat. Le protocole le plus avantageux semble être une réinjection bien distribuée en surface à débit moyens avec une relaxation du système au bout de quelques jours de recirculation. Ceci permet en particulier une meilleure diffusion du biogaz nouvellement généré à travers les pores du massif de déchets partiellement occupés par du lixiviat. Nous avons noté également des montées importantes en pression dans les zones à fortes teneurs en humidité, zones localisées en fond de casier au niveau de la nappe. De plus, si l'on souhaite favoriser la production de biogaz pour en particulier diminuer les temps de stabilisation des sites ou valoriser le biogaz, ce protocole de gestion apparaît comme étant le plus avantageux, notamment en relançant périodiquement des campagnes de réinjections de lixiviat à la surface du casier. En effet, les résultats des simulations montrent un gain de 25% de biogaz produit pour une recirculation effective durant 12 jours, une relaxation de 13 jours et une reprise de la recirculation pendant 4 jours. Enfin, sur un plan thermique, la non prise en compte de la convection et la faible valeur des coefficients de transferts thermiques des déchets ne permettent pas de voir pour l'instant les effets de la recirculation de lixiviat sur les champs de température d'un casier.

PERSPECTIVES

Les perspectives à ces travaux sont nombreuses et peuvent s'articuler autour de trois points :

Tout d'abord sur site nous avons hâte de voir les effets de la réinjection de lixiviat sur les productions gazeuses, les champs de températures et d'humidité.

Sur un plan expérimental, certaines propriétés physico chimiques des déchets nécessitent une meilleure détermination, en particulier les mesures de perméabilités et la détermination des termes sources.

En effet, le transfert d'humidité dans le massif de déchets est essentiellement gouverné par les phénomènes gravitaires, donc indirectement par les perméabilités du système. L'incertitude que nous avons aujourd'hui sur ce facteur peut conduire à des résultats complètement différents en matière de modélisation, notamment au niveau des temps de transferts des fronts humides.

Concernant le terme source de biogaz, nous avons vu que c'est le terme moteur dans l'équation de la pression. Malheureusement, que ce soit au niveau des constantes cinétiques de dégradation, ou bien sa dépendance avec la teneur en liquide, nous ne disposons aujourd'hui que trop peu d'informations sur ce terme. Il semble que des modèles d'ordre 1 traduisent relativement bien l'évolution de la production gazeuse au cours du temps. Certes, mais qu'en est-il si on vient perturber ce système en ajoutant par exemple de l'humidité ou en baissant brusquement la température du système ? Reste-t-on dans un modèle cinétique d'ordre 1 ? Des expériences supplémentaires sont donc bien nécessaires pour valider ces modèles et mieux définir leur dépendance avec la température et l'humidité du système.

Concernant la modélisation, nous avons appréhendé la formation de la zone saturée. Cependant, comme nous l'avons signalé, des problèmes d'instabilités apparaissent liés notamment aux forts gradients d'humidité et de pression à la frontière de la nappe. Faut-il incriminer le schéma de discrétisation temporelle choisi et utiliser un schéma de type Newton Raphson ? Cette solution est naturellement envisageable pour permettre de simuler des temps de gestion beaucoup plus longs avec un pas de temps plus important et peut être contenir ces problèmes numériques.

D'autre part, le schéma décentré adopté dans la modélisation des perméabilités permet de gérer convenablement les phénomènes de drainage du site. Cependant, il semble mal adapté aux phases de réinjection si des zones localisées au centre du casier atteignent la saturation. En effet, dans ce cas, il ne faut naturellement pas bloquer les transferts d'humidité, ce qui était fait auparavant pour gérer la formation de la zone saturée.

Dans notre modélisation, la phase solide est considérée comme immobile. Or, les tassements observés sur site et les déformations des déchets engendrées par ajout d'humidité peuvent être incorporés de manière plus rigoureuse dans le modèle considéré, dès l'équation de conservation de la masse de la phase solide. En effet, jusqu'ici, les effets des tassements sur les paramètres physico chimiques étaient appréhendés plus ou moins indirectement par des modèles empiriques ou résultant d'expérience en laboratoire (la perméabilité intrinsèque diminuant avec la profondeur, des conductivités thermiques différentes suivant l'âge des déchets....). Il est tout de même nécessaire de réaliser des expériences supplémentaires, notamment pour étudier les déformations des déchets avec la teneur en liquide du milieu. Les déchets se caractérisent effectivement par une double porosité qui peut leur conférer un caractère hydrophobe dès qu'ils s'humidifient.

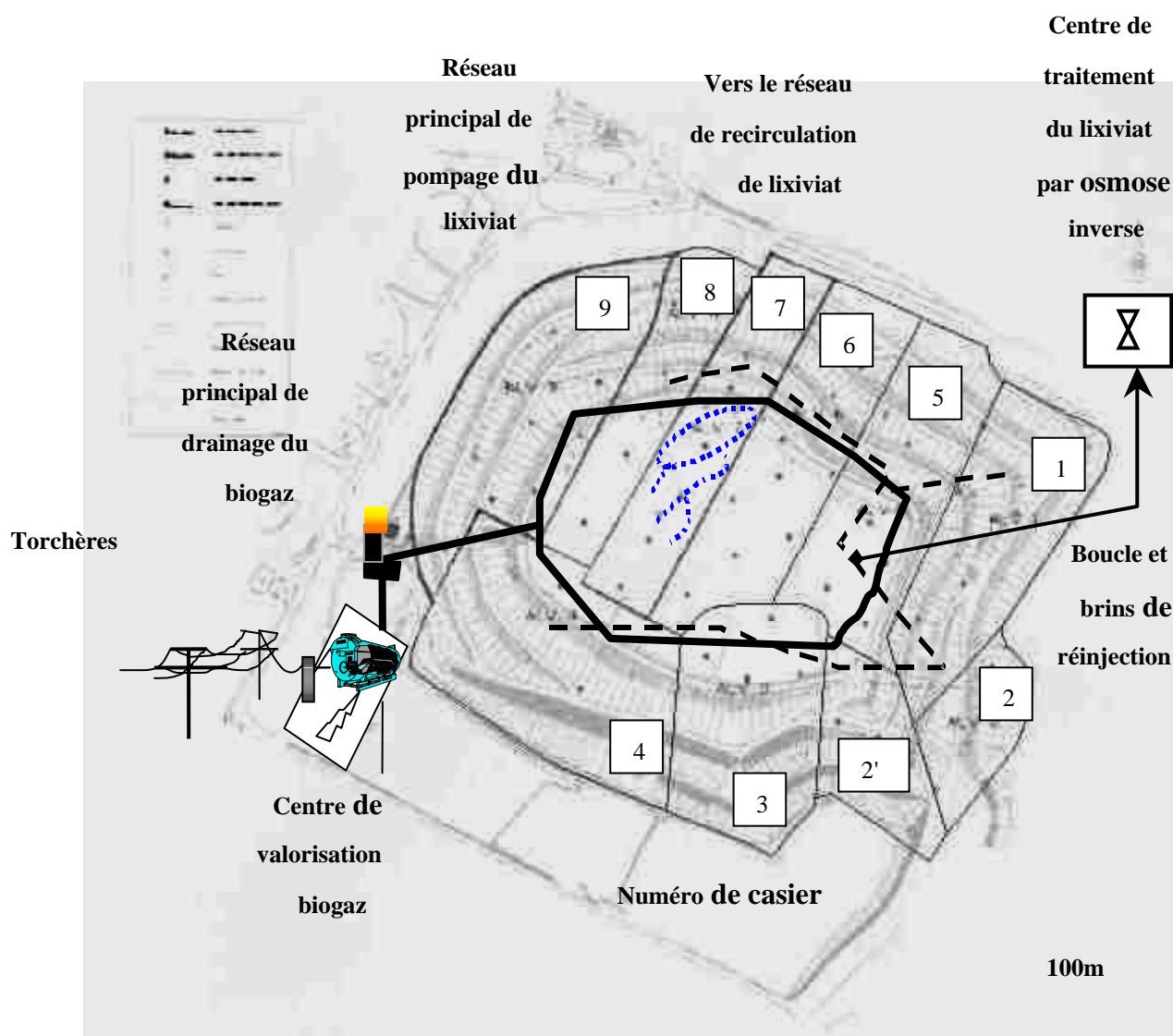
Enfin, il nous paraît important de réaliser d'autres simulations de gestions de sites en intégrant par exemple un pompage du lixiviat en fond de casier. Nous avons aussi la possibilité de simuler des réinjections verticales, des réinjections localisées dans la masse des déchets, le pompage du biogaz

Bref de belles perspectives et de beaux horizons pour les exploitants de sites !

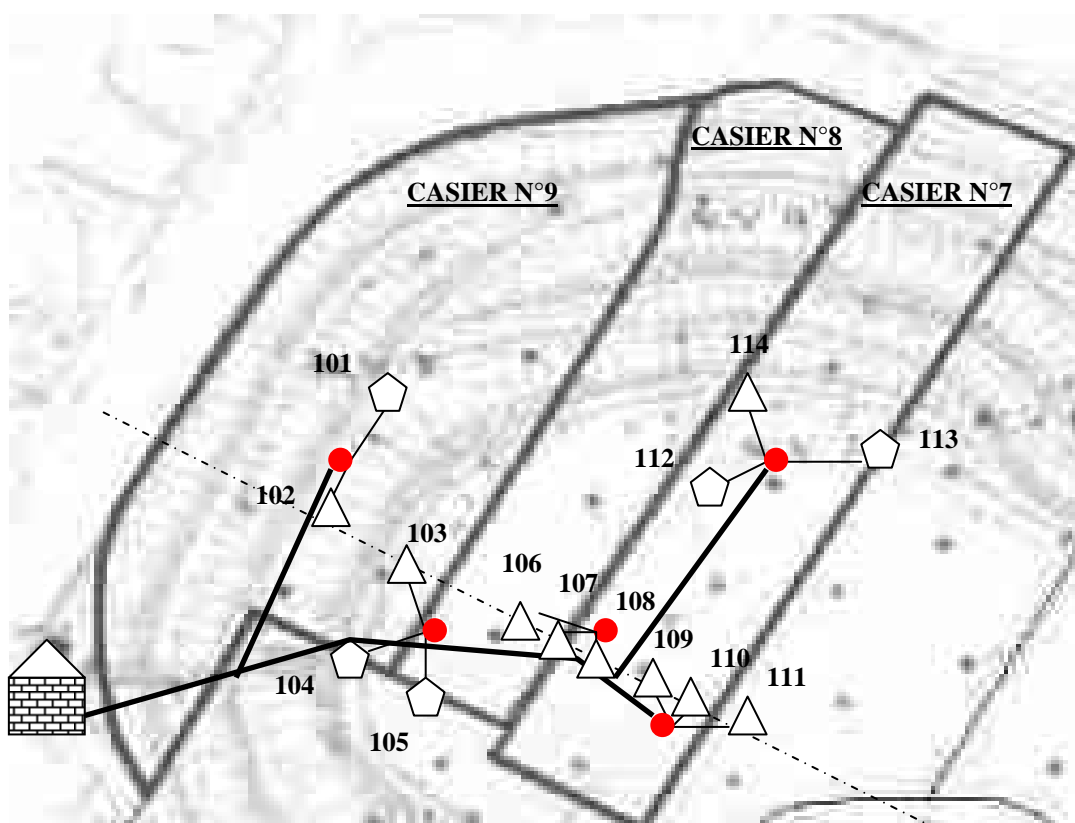
ANNEXE A

Plans du site de Vert Le Grand

PLAN GENERAL DU SITE DU GRAND BRASEUX



LOCALISATION DES PUIITS ET DES CENTRALES D'ACQUISITION



Puits de mesures des champs de température



Puits de mesures des champs de température et d'humidité



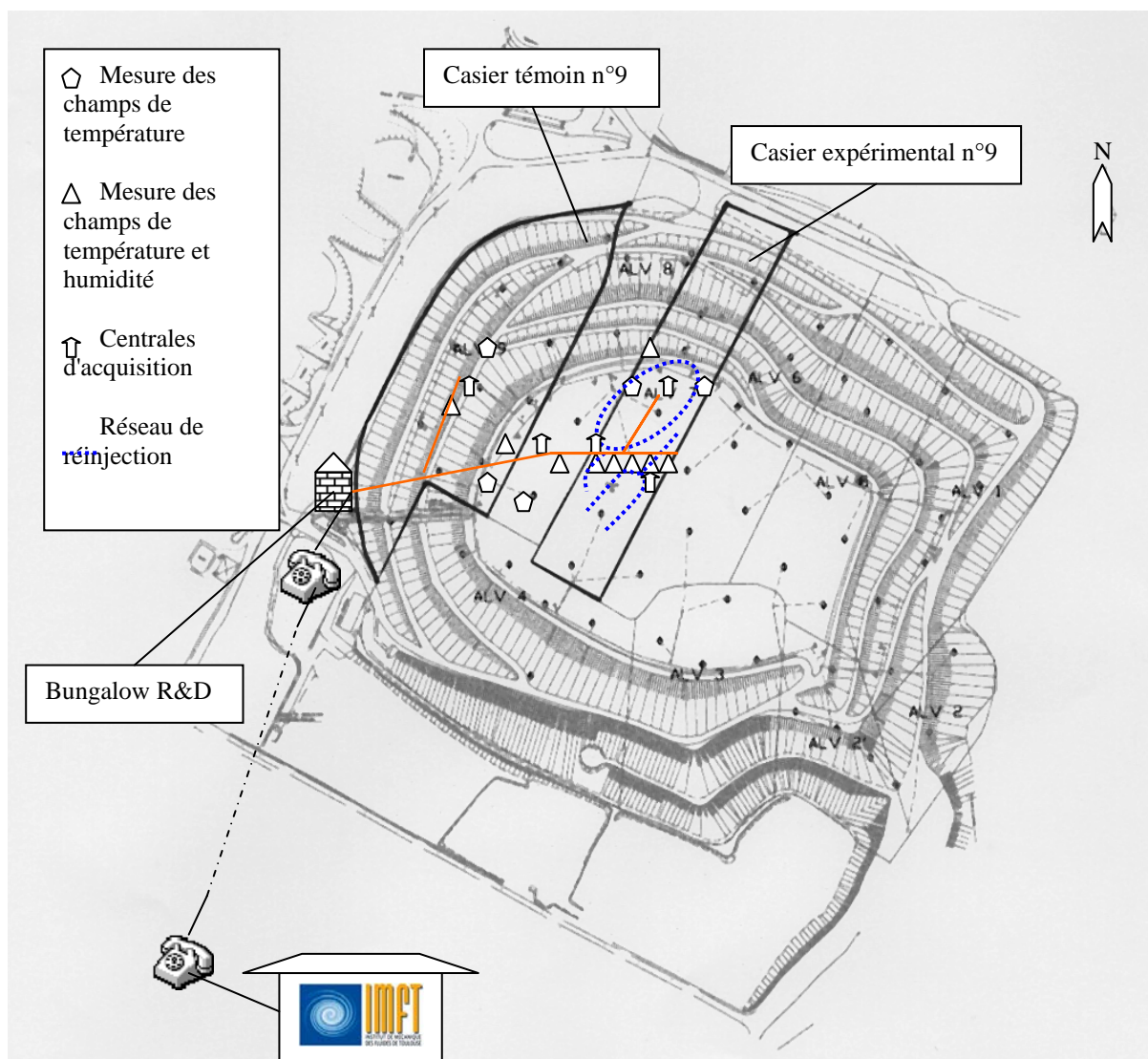
Centrales d'acquisition



Réseau de câblage (alimentation et interface sondes - centrales - PC acquisition)



SYNTHESE DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL DE REINJECTION ET DE MESURE DES CHAMPS DE TEMPERATURE ET D'HUMIDITE IMPLANTE SUR LE SITE DE VERT LE GRAND









ANNEXE B

**Thermogrammes et hydrogrammes des puits *R&D* du
site de Vert Le Grand**

Dans cette annexe est présentée une analyse thermique et hydrique propre à chaque puits. L'ensemble des thermogrammes et hydrogrammes issus de l'acquisition sont analysés. En fin d'annexe apparaît également les thermogrammes de la température extérieure et les précipitations journalières (données de Météo France) relevées sur le site de Vert Le Grand.

Les puits d'acquisition sont repérés sur un plan par le symbole :

Les sondes dans les puits sont repérées par la légende suivante (**S-3m** étant par exemple la sonde initialement prévue à 3m de profondeur par rapport à la surface du terrain) :

	S-3m
	S-5m
	S-7m
	S-10m
	S-20m
	S-30m

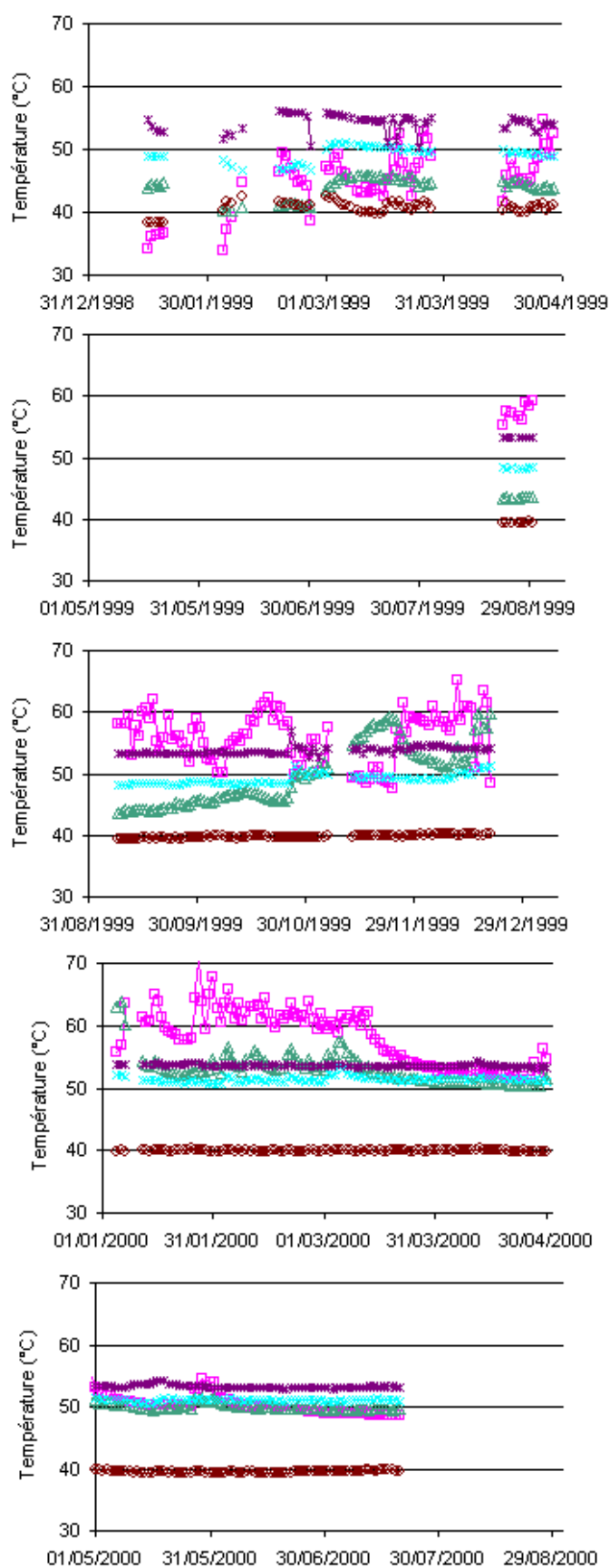
Les cotes des sondes sont reportées dans le tableau suivant :

Numéro de Puits	101	102	103	104	105	106	107
Sonde initialement prévue à 30m de profondeur (en m)	23.5	24.4	30.8	30	31.7	28	30.8
Sonde initialement prévue à 20m de profondeur (en m)	18	21.1	21	20	19.7	20.4	20.7
Sonde initialement prévue à 10m de profondeur (en m)	9.8	9.9	10.5	10.5	10.1	10.8	10.5
Sonde initialement prévue à 7m de profondeur (en m)	7	6.6	7.2	7.3	6.6	7.4	7
Sonde initialement prévue à 5m de profondeur (en m)	5	5.3	4.8	3	4.9	5.5	5
Sonde initialement prévue à 3m de profondeur (en m)	3	3.2	2.7	1.9	3.5	3.3	3.1

Numéro de Puits	108	109	110	111	112	113	114
Sonde initialement prévue à 30m de profondeur (en m)	27.5	19.5	23	30.1	30.4	31.2	26.4
Sonde initialement prévue à 20m de profondeur (en m)	16	19.5	17.2	20.2	19.4	19	15.3
Sonde initialement prévue à 10m de profondeur (en m)	10.1	10.4	10.4	10.1	10.2	10.1	10.3
Sonde initialement prévue à 7m de profondeur (en m)	7.5	7.4	7.2	7.2	6.7	6.6	7.2
Sonde initialement prévue à 5m de profondeur (en m)	5.5	5.2	5.1	5.2	3.8	4.7	5.4
Sonde initialement prévue à 3m de profondeur (en m)	3.1	3	3.3	3.3	2.8	2.7	3

Du 1^{er} mai 1999 au 25 août 2000, l'acquisition a été suspendue en raison de travaux sur l'alimentation électrique du bungalow R&D. Les mesures d'humidité ne sont opérationnelles que depuis le 25 août 2000. Une interruption volontaire de l'acquisition a été effectuée lors du passage à l'an 2000.

Puits 101



Analyse des champs thermiques :

Profil thermique type (parabolique) avec un cœur chaud et stable (40°C et 50°C) et des températures de surface très fluctuantes (effet de la température extérieure) ainsi qu'un fond stabilisé par la température du sol.

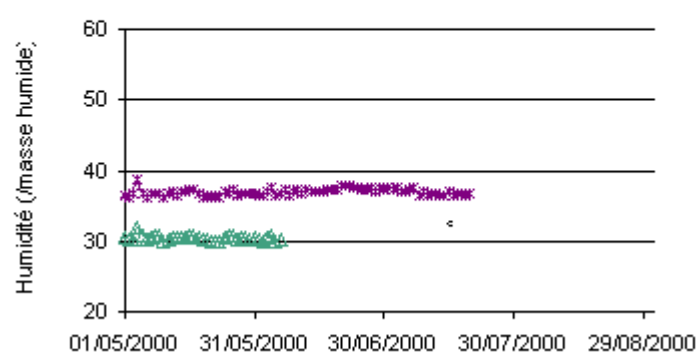
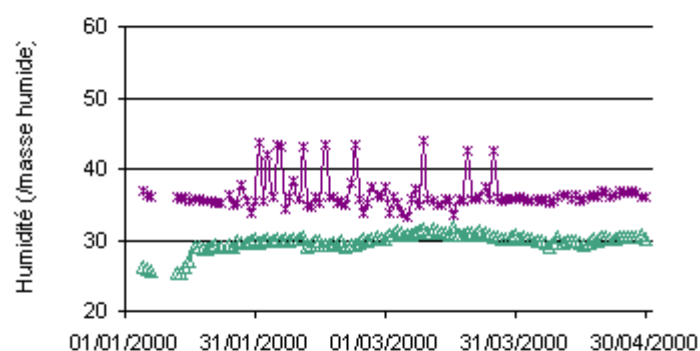
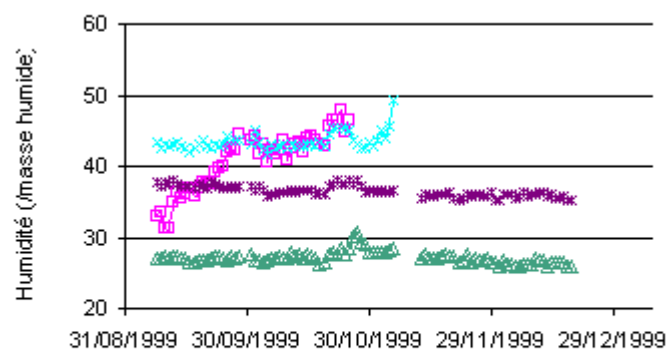
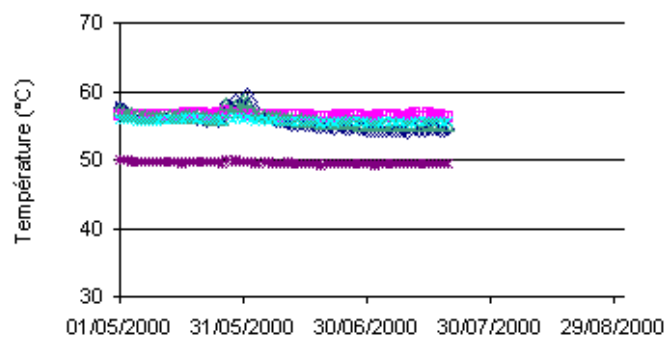
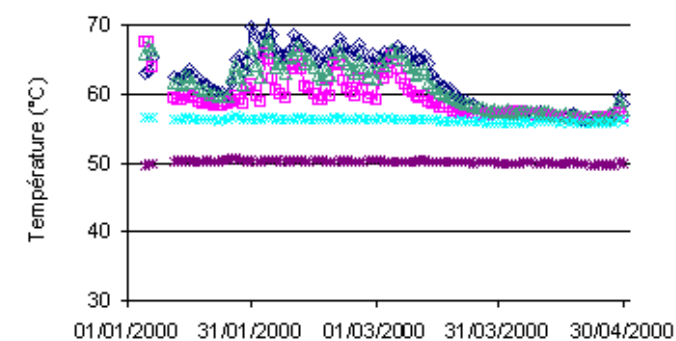
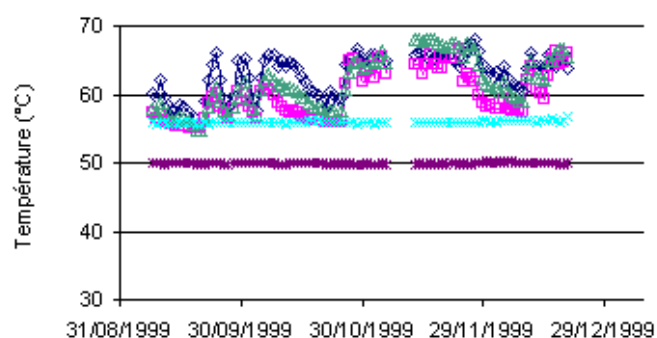
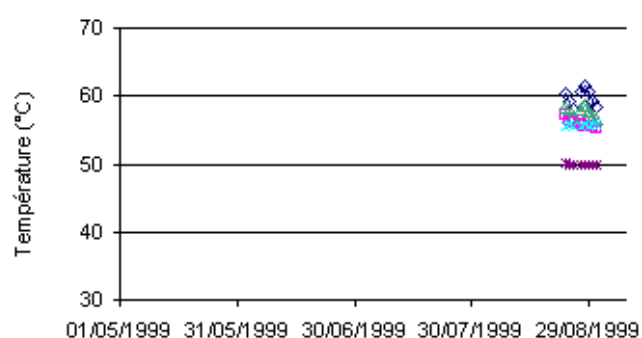
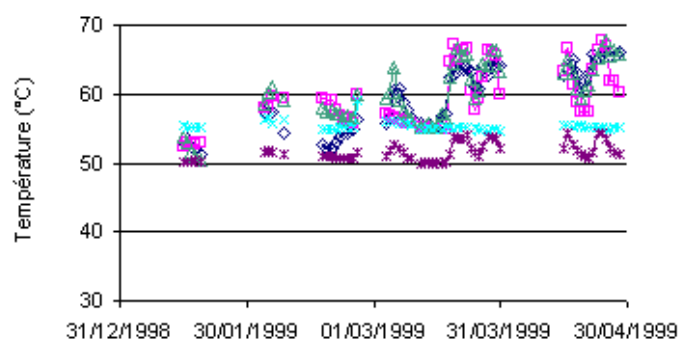
Notons que depuis le 15 mars 2000, la sonde située à 5m de profondeur a perdu 8°C et s'est stabilisée depuis.

Sonde à 3 m OUT

Analyse des champs thermiques :

Pas de mesure d'humidité.

Puits 102



Analyse des champs thermiques :

Les sondes situées à 3, 5, et 7m révèlent des infiltrations d'eau de précipitation suivies de reprise d'activités biologiques. En effet, depuis le mois de septembre, on assiste à de fortes fluctuations de la température. Le cœur du casier demeure cependant encore chaud et stable (~ 55°C).

Enfin notons également, tout comme pour le puits 101 une baisse importante de la température des sondes de surfaces qui se sont stabilisées depuis.

Sonde à 30m OUT

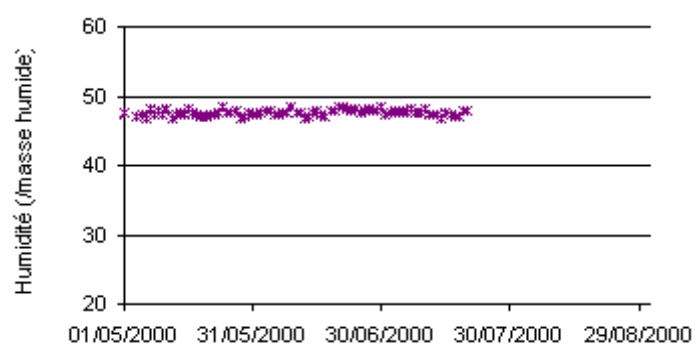
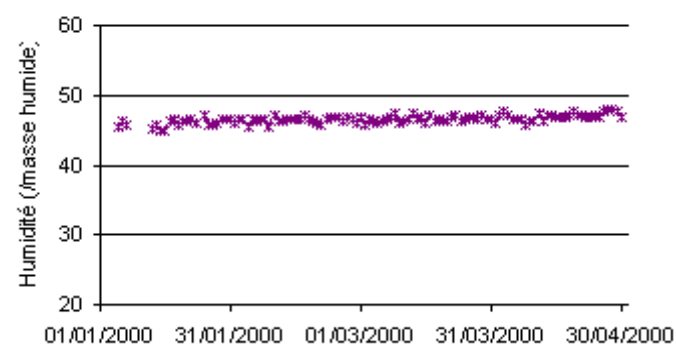
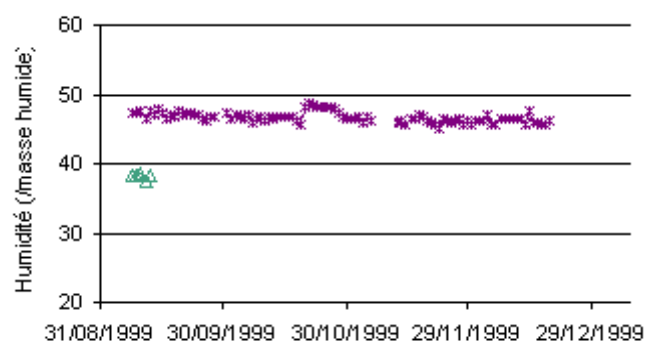
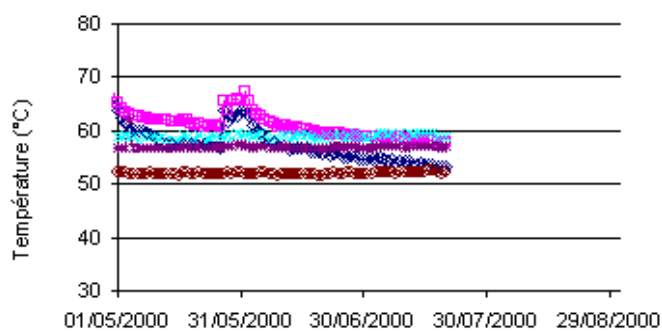
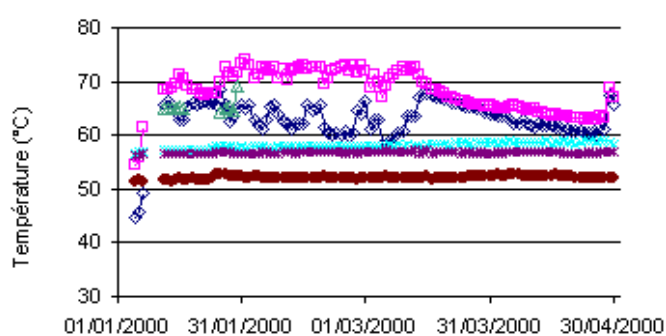
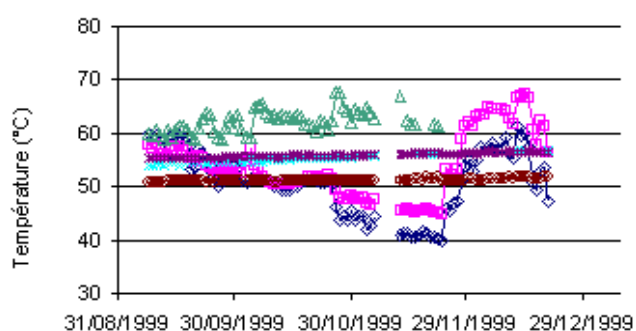
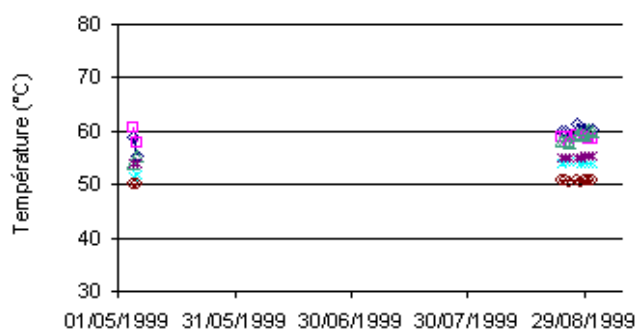
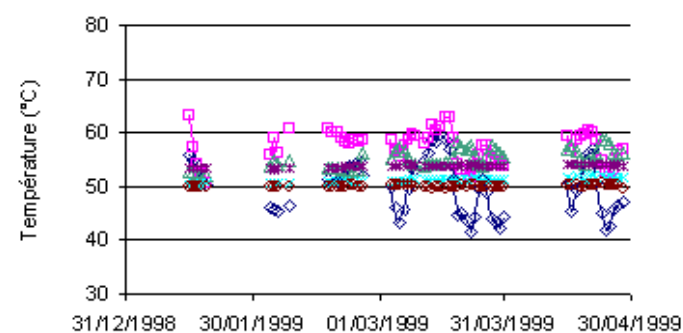
Analyse des champs hydriques :

Dans l'ensemble, stable avec des zones relativement "sèches" en surface (~28%) et des zones beaucoup plus humides en profondeur (~ 45%).

La sonde située à 5m signale une augmentation continue de la teneur en eau du milieu. Pourtant, aucun apport hydrique n'est à signaler dans cette zone. Cependant, la sonde ne répondant plus depuis, les informations qu'elle fournissait sont à manipuler avec précaution, sa rupture pouvant être l'aboutissement de certains signes de faiblesses.

Sondes à 3, 5, 10, 30m OUT

Puits 103



Analyse des champs thermiques :

Profil typique avec un cœur chaud et stable ($\sim 55^{\circ}\text{C}$) et des températures des sondes situées à 3 et 5m qui semblent suivre l'évolution de la température extérieure jusqu'au 15 mars 2000 où la encore les deux sondes accusent une baisse significative.

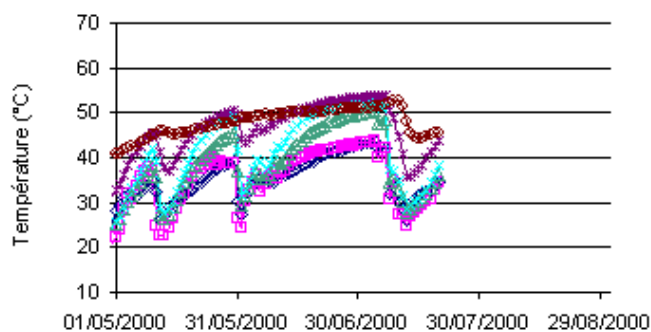
Sonde à 7m OUT

Analyse des champs hydriques :

Une seule sonde encore valide située à 20m. Zone caractérisée par de forts tassements de terrain ce qui expliquerait la perte importante de sondes.

Humidité à 20m stable ($\sim 48\%$)

Sondes à 3, 5, 7, 10, 30m OUT



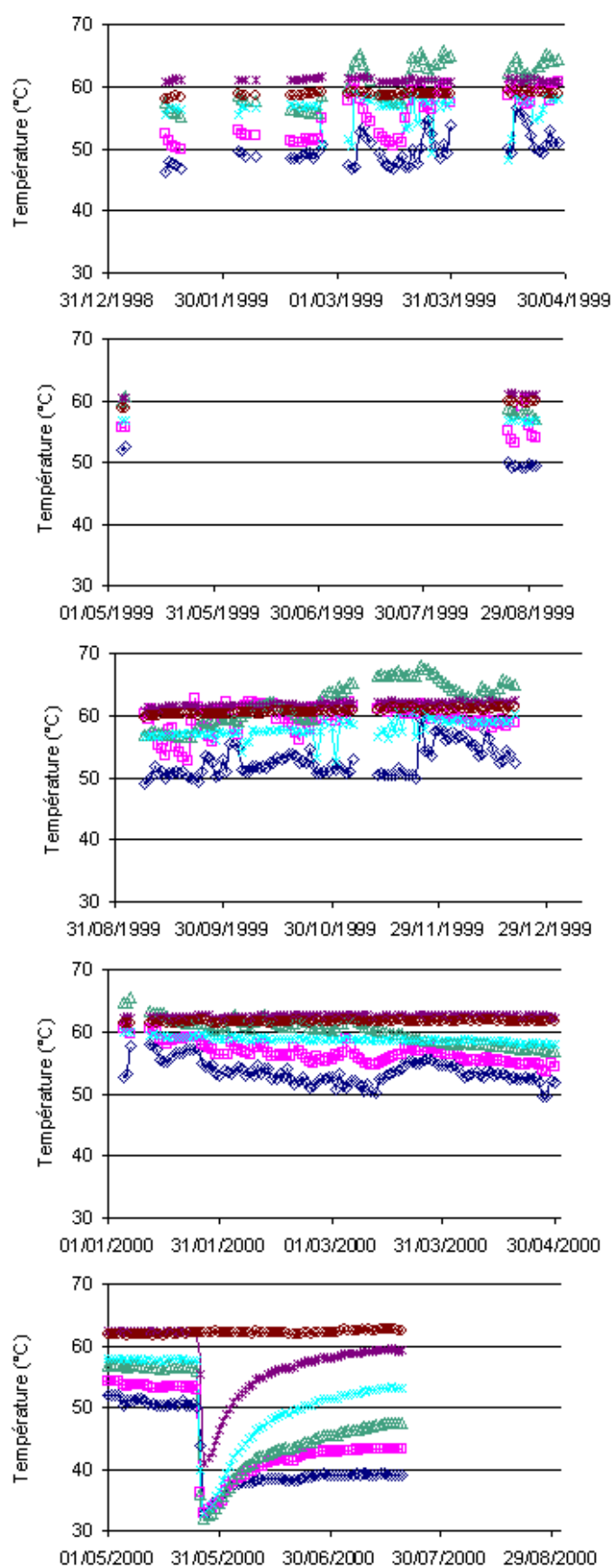
Analyse des champs thermiques :

Des chutes significatives de température ont été observées (-20°C à - 25°C sur certaines sondes) sur des périodes extrêmement courtes (2 à 3 jours maximum. Ces chutes de température correspondent avec de fortes précipitations qui s'infiltreraient à la base des têtes de puits. Notons que le puits 104 est localisé dans une zone ayant subi des tassements importants depuis la fermeture du site expliquant ainsi la non étanchéité de la membrane autour du puits.

Analyse des champs hydriques :

Pas de mesure d'humidité

Puits 105



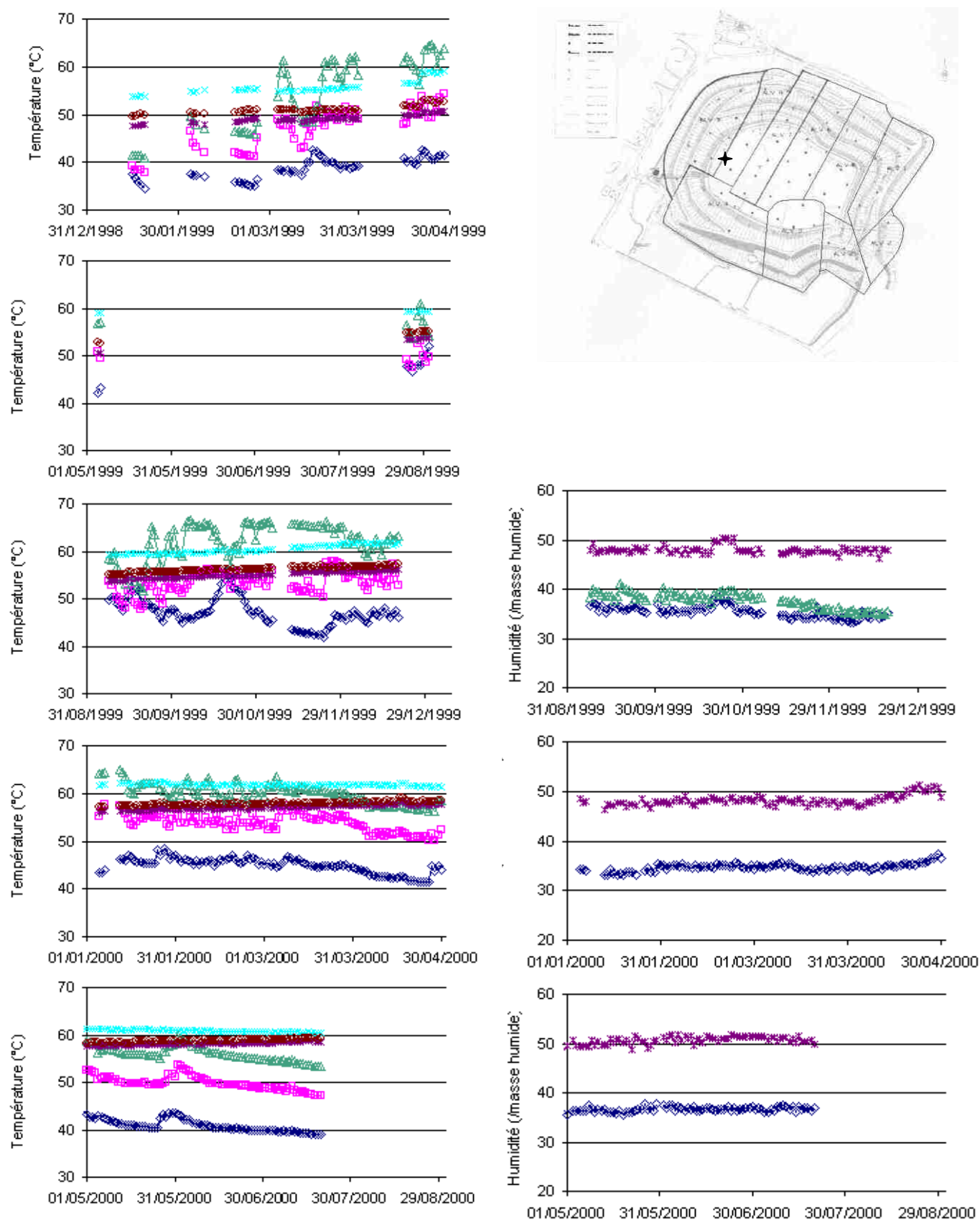
Analyse des champs thermiques :

Là encore une relative stabilité de l'ensemble des températures avec cependant une chute spectaculaire de la température des sondes situées à 3, 5, 7, 10 et 20m à la fin du mois de mai 2000.

Analyse des champs hydriques :

Pas de mesure d'humidité

Puits 106



Analyse des champs thermiques :

Les sondes situées à 3 et 5m de profondeur suivent parfaitement l'évolution de la température extérieure pour la période allant de septembre à décembre 1999.

Depuis, l'ensemble demeure stable avec cependant une baisse de quelques degrés (-3 à -4°C) pour les sondes situées à 3 et 5m

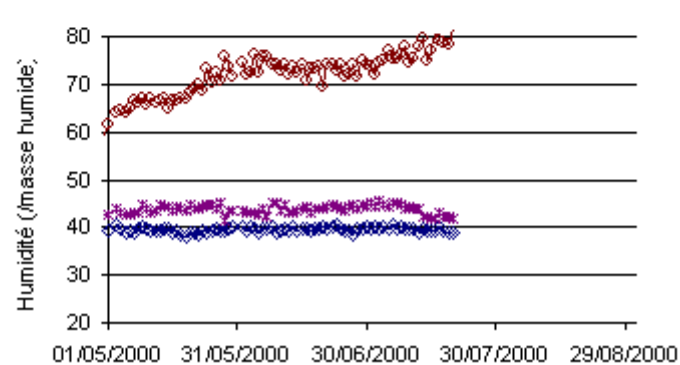
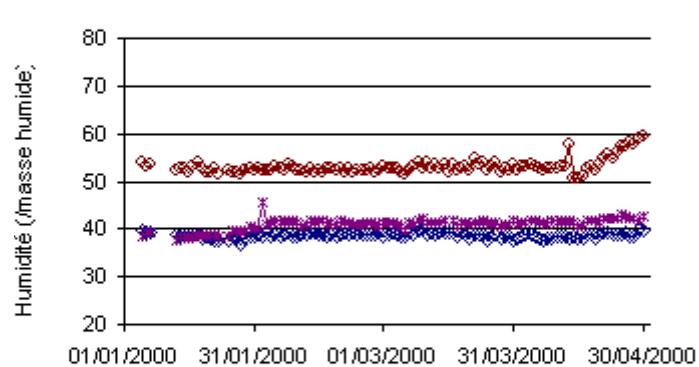
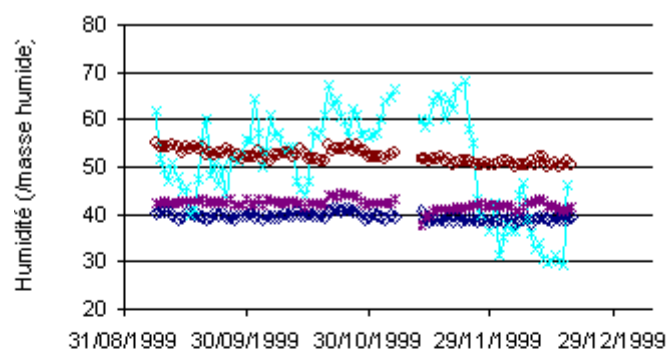
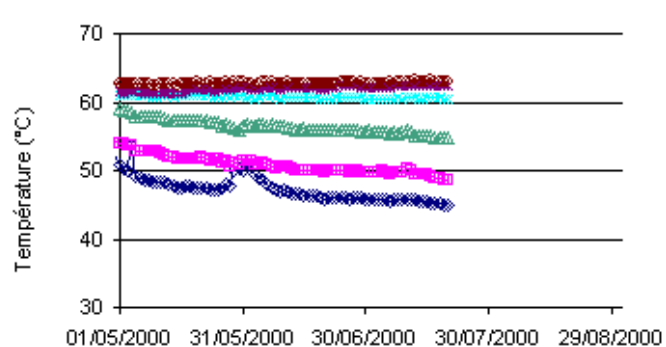
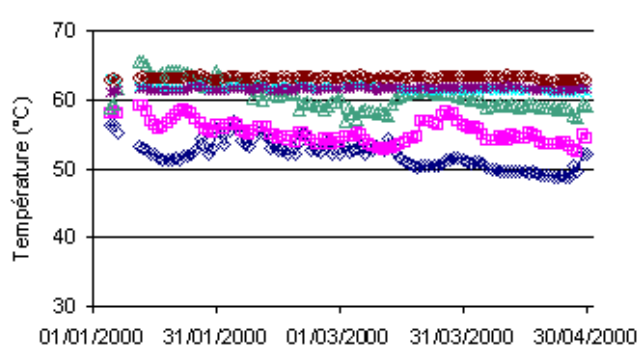
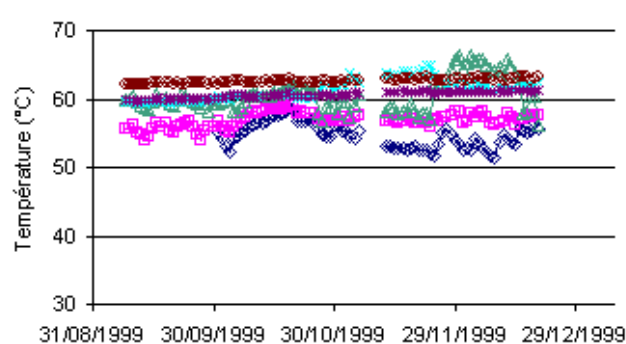
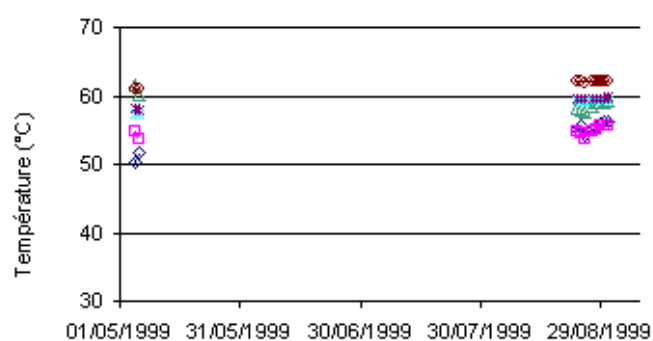
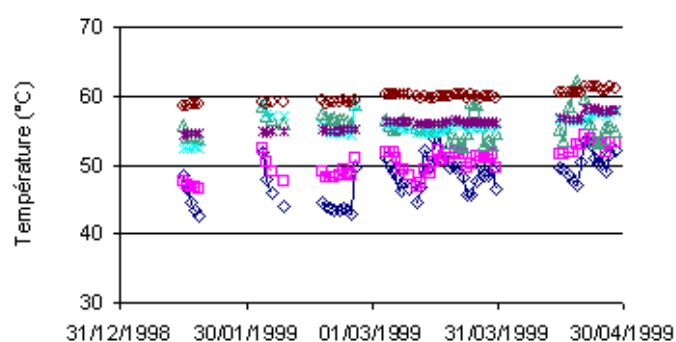
Analyse des champs hydriques :

Les humidités sont stables avec des zones à faible teneur en eau en surface (~35%) et des zones plus humides en profondeur (~50%)

Zone caractérisée par des tassements importants expliquant une perte importante de sondes depuis le début de l'année en cours.

Sondes à 5, 7, 10, 30m OUT

Puits 107



Analyse des champs thermiques :

Ensemble stable avec un comportement classique (cœur chaud avec cependant une légère diminution de la température depuis le début de l'année identique à son puits voisin 106)

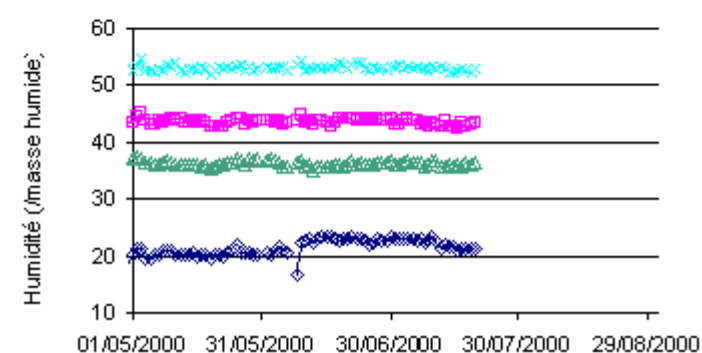
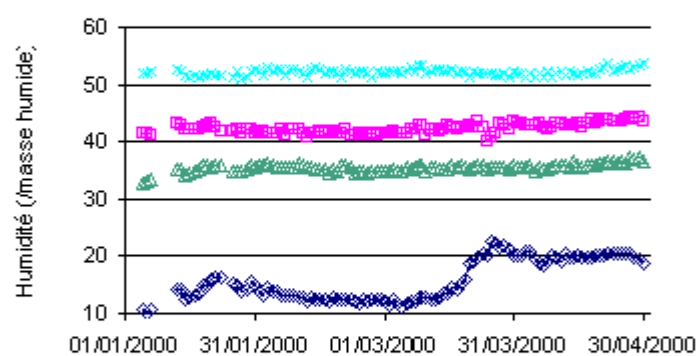
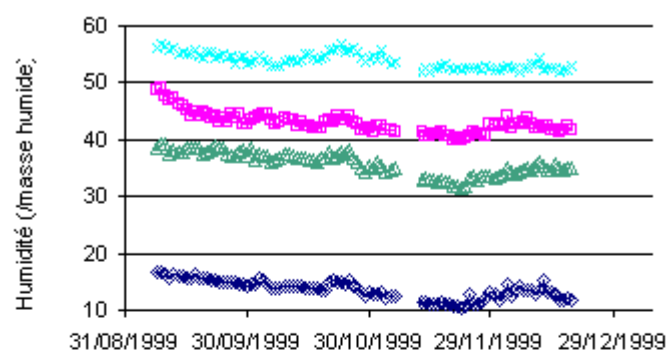
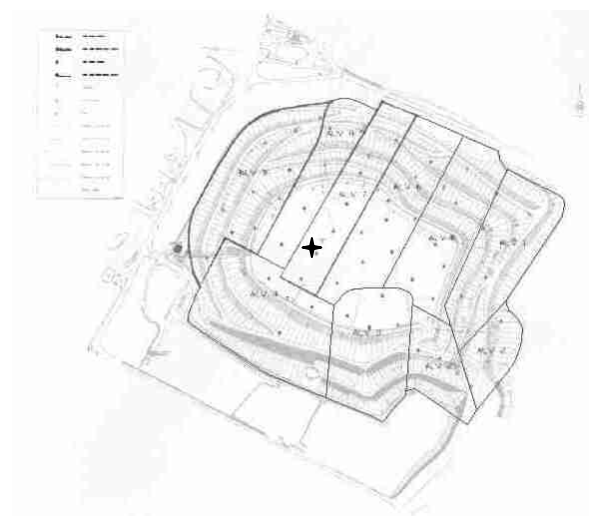
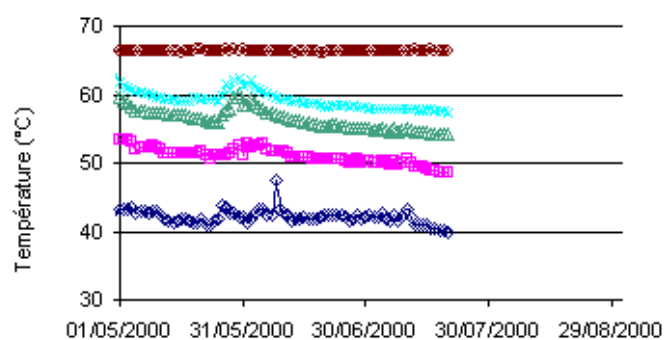
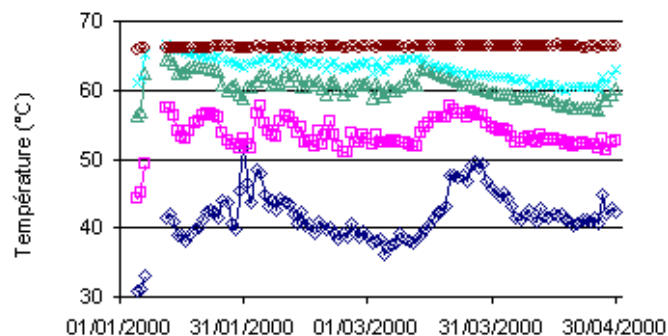
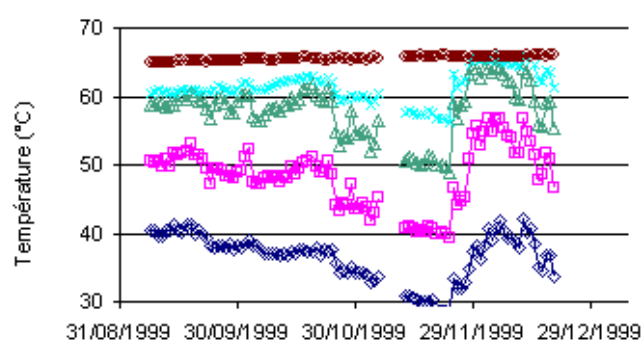
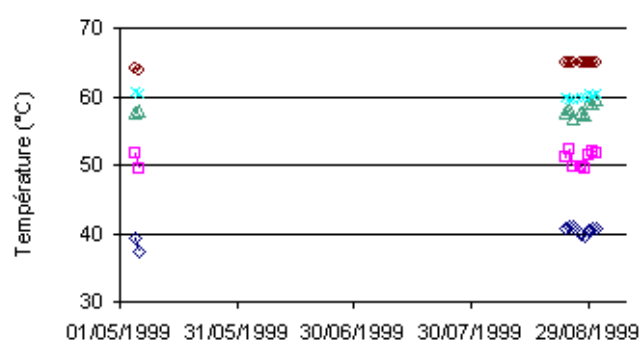
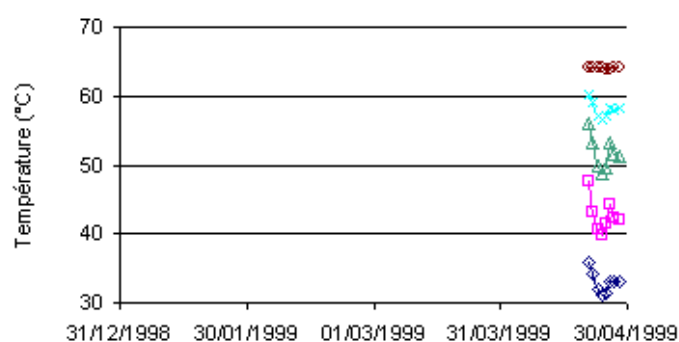
Analyse des champs hydriques

Ensemble stable et classique avec la surface moins humide que le fond du casier (respectivement 40 et 50% d'humidité)

Les fluctuations importantes de la sonde 10m sont finalement dues sa détérioration, elle ne répond plus depuis le début de l'année.

Sondes à 5, 7, 10m OUT

Puits 108



Analyse des champs thermiques :

On devine, malgré la perte des données de la sonde située à 20m de profondeur, un profil thermique classique : cœur chaud (60-65°C) et stable; températures de surface (3, 5, 7m) contrôlées par les variations de la température extérieure jusqu'à la phase de réinjection. Depuis baisse significative des températures, notamment pour la sonde à 3m.

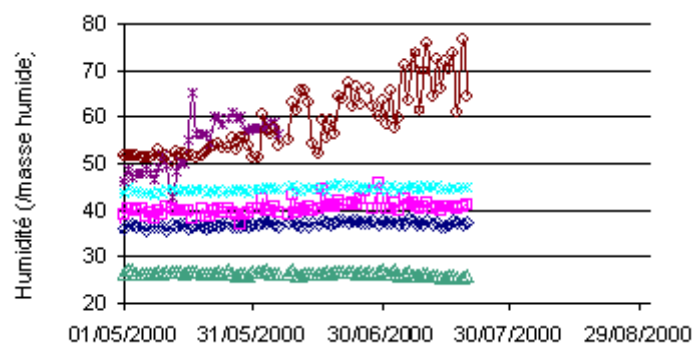
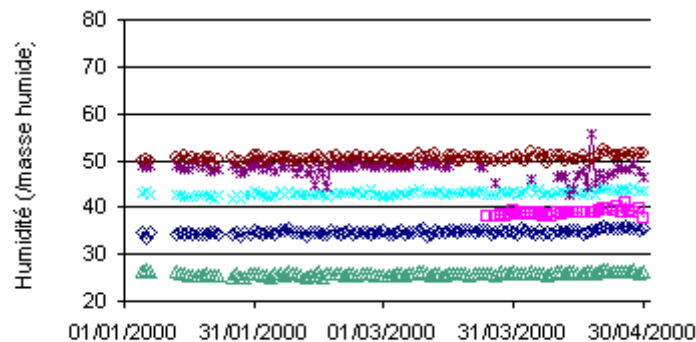
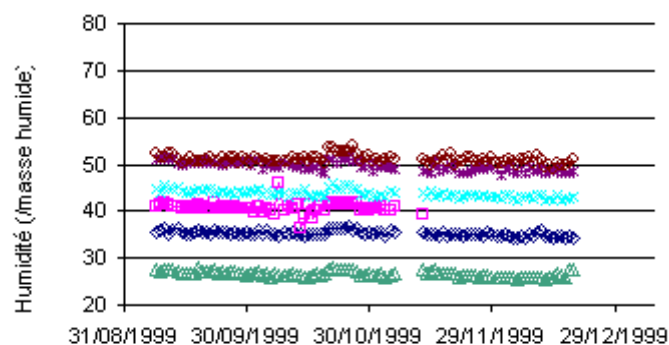
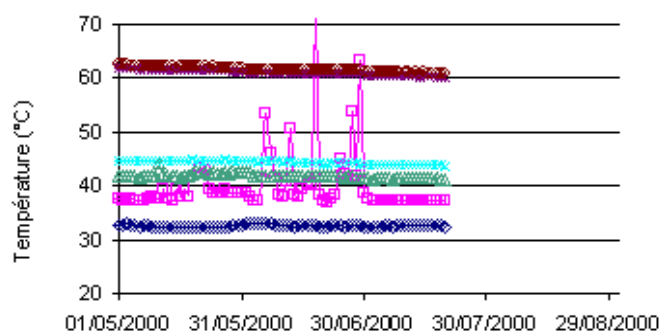
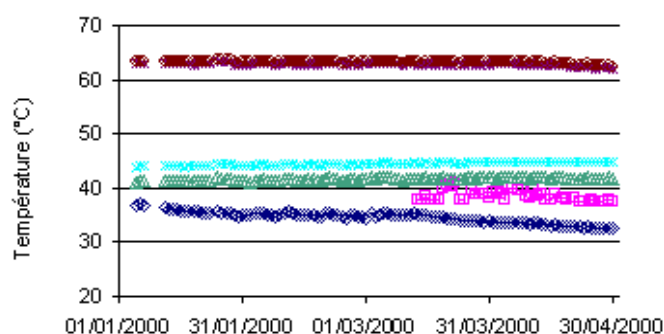
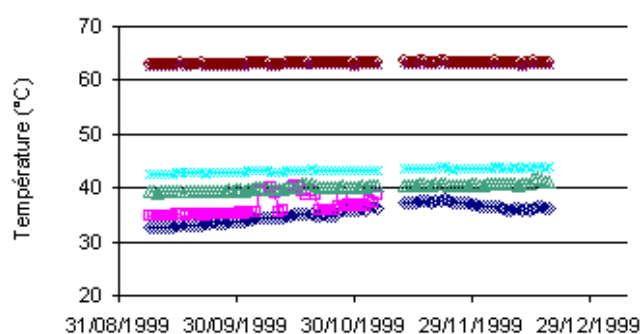
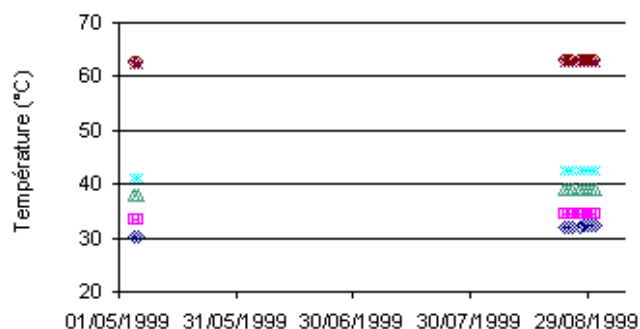
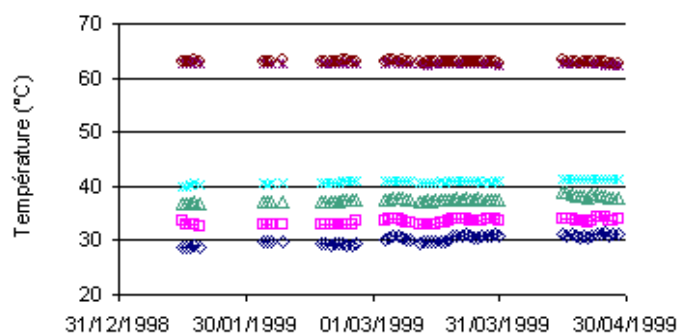
Sonde à 20m OUT

Analyse des champs hydriques :

Notons un fort assèchement de la sonde située à 3m de profondeur jusqu'au début des essais de réinjection (baisse jusqu'à moins de 10% puis remontée a plus de 20% d'humidité). Sinon, le comportement de l'ensemble est toujours aussi stable avec des humidités importantes à 10m de profondeur (~55%). Peut être une légère augmentation des humidités depuis les test de réinjection pour les sondes à 5 et 7m de profondeur.

Sondes à 20, 30m OUT

Puits 109



Analyse des champs thermiques :

Ensemble stable avec un comportement similaire au puits 108. Notons simplement que la sonde située à 10m est beaucoup plus "froide"

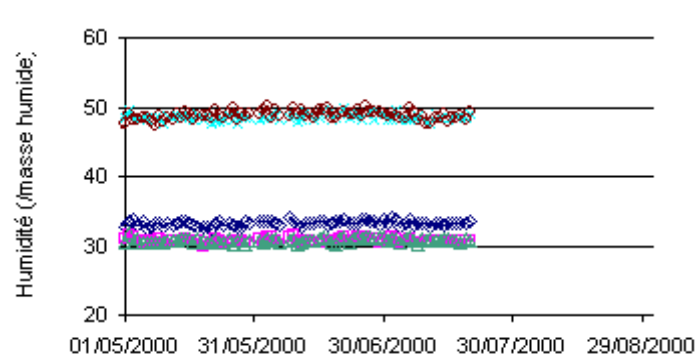
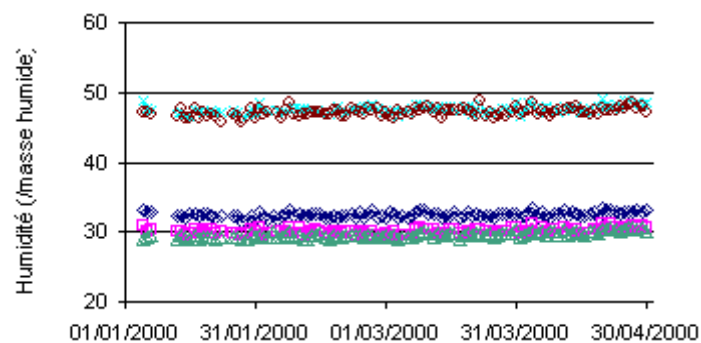
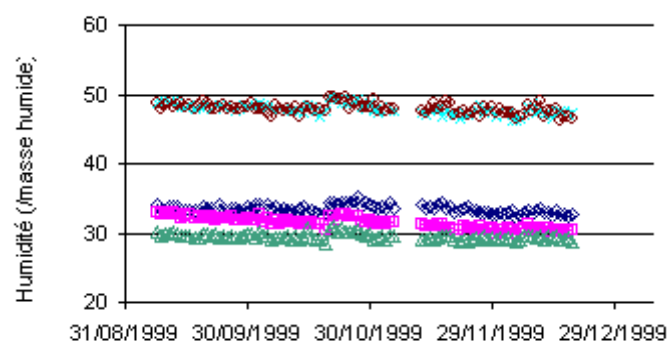
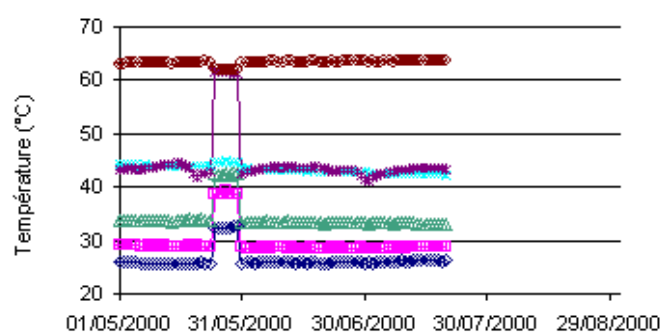
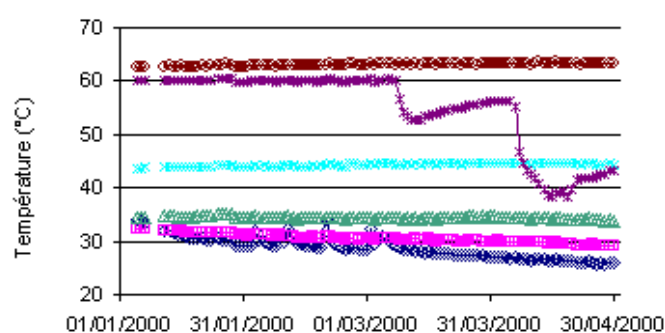
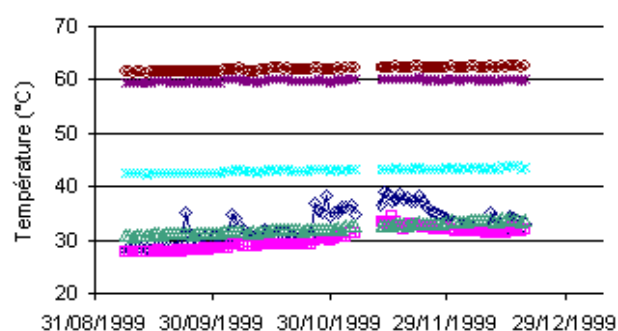
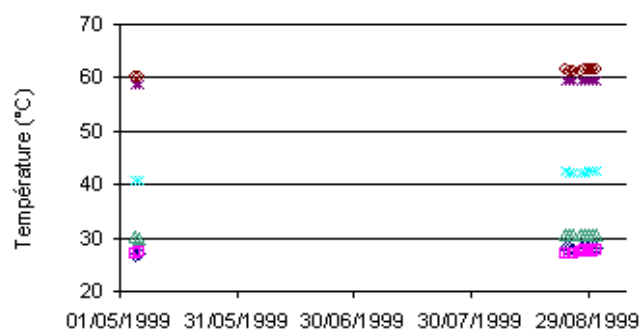
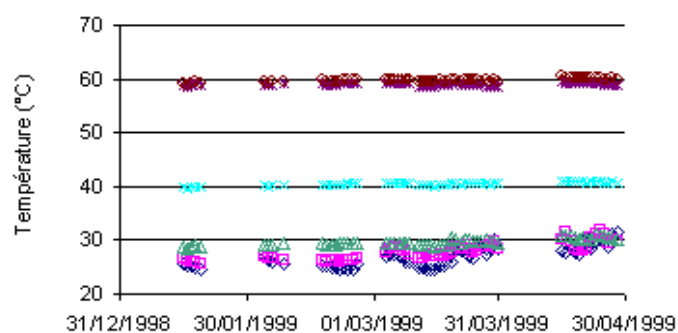
Analyse des champs hydriques :

Stabilité des mesures et comportement classique pour ce puits :

Sonde de surface : ~30-35%

Sondes de profondeur : ~50-53%

Puits 110



Analyse des champs thermiques :

Mêmes commentaires que pour le puits 109. Deux anomalies sont toutefois à noter :

- 1- le comportement surprenant de la sonde à 20m qui accuse deux chutes spectaculaires de température début mars et début avril 2000 (défaillance du thermocouple peut probable en raison de la répétition des mesures)
- 2- le saut de température accusé par pratiquement toutes les sondes fin mai 2000

Analyse des champs hydriques

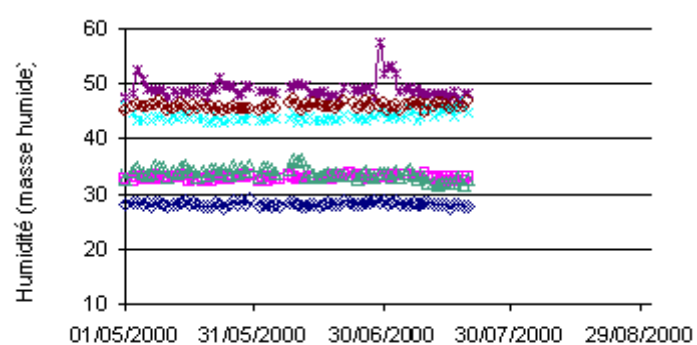
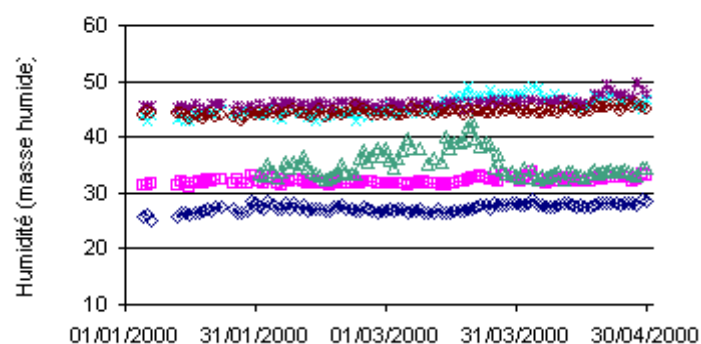
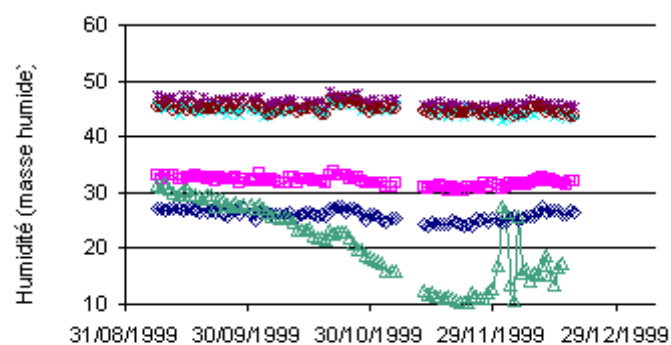
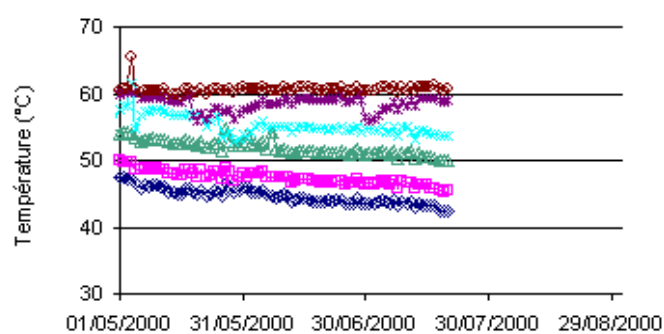
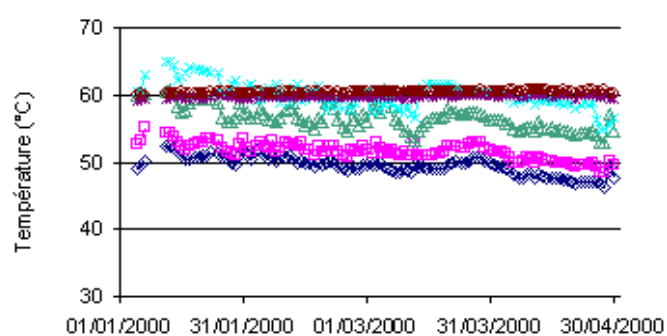
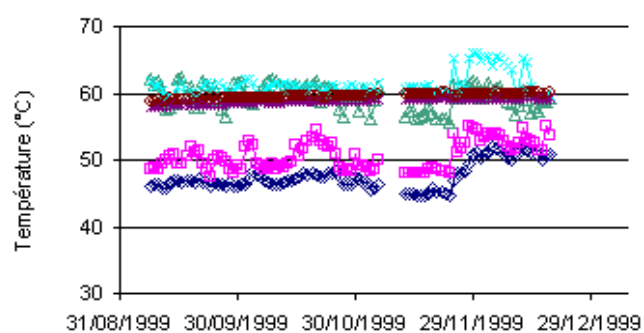
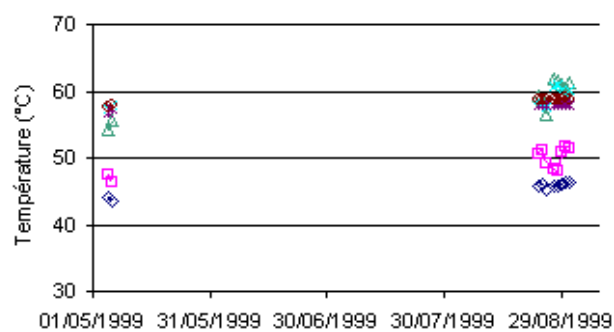
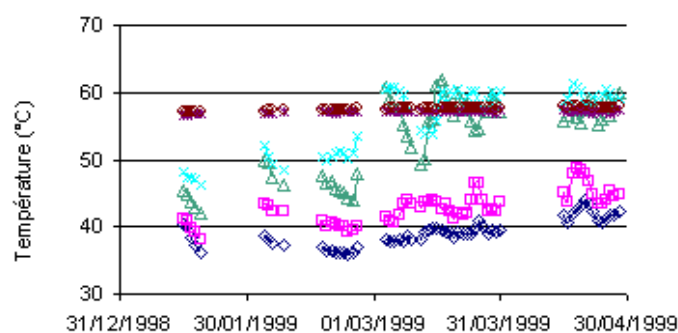
Stabilité des mesures et comportement classique et identique au puits 109:

Sonde de surface : ~30%

Sondes de profondeur : ~50%

Sonde à 20m OUT

Puits 111



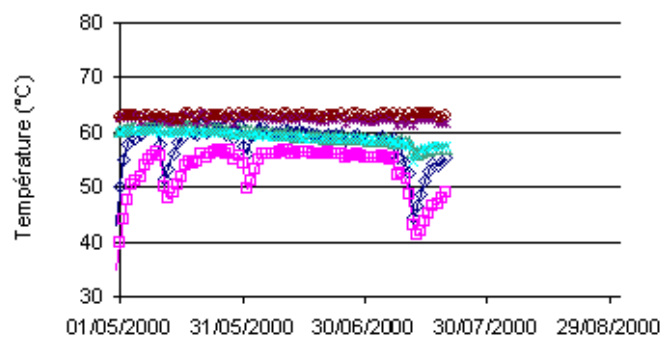
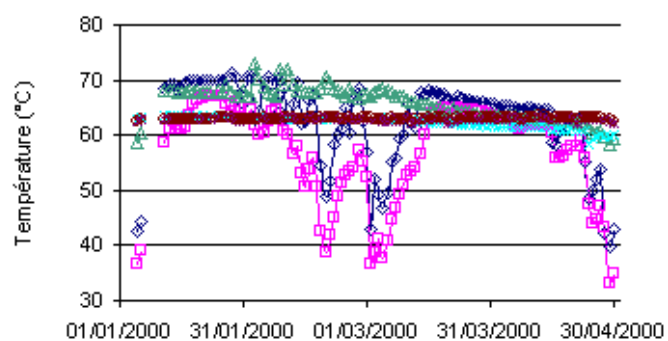
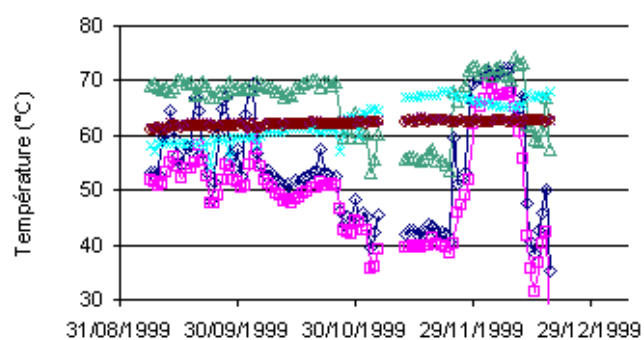
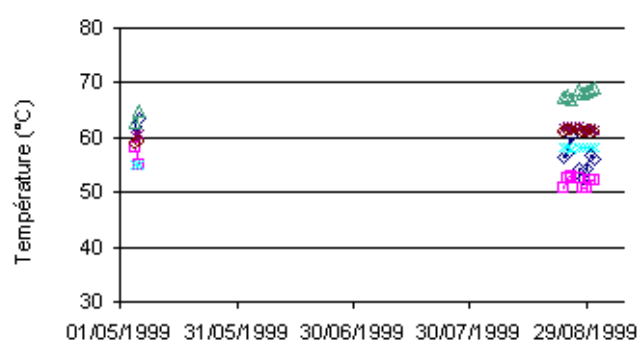
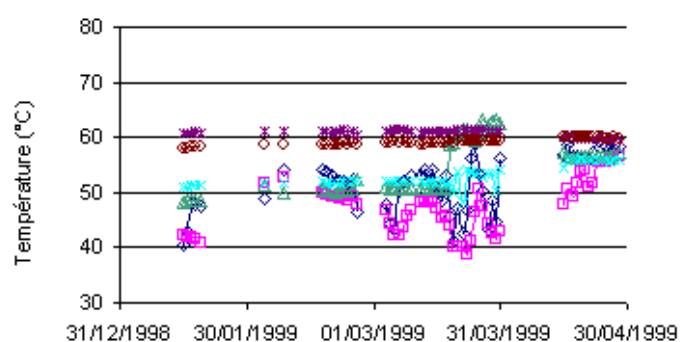
Analyse des champs thermiques :

Toujours le même comportement thermique avec un cœur chaud et stable (~60°C).

Analyse des champs hydriques :

Toujours un ensemble assez stable avec des zones supérieures moins humides que les zones profondes (20% d'humidité pour la surface, 50% pour les sondes situées en fond de puits)

Puits 112



Analyse des champs thermiques :

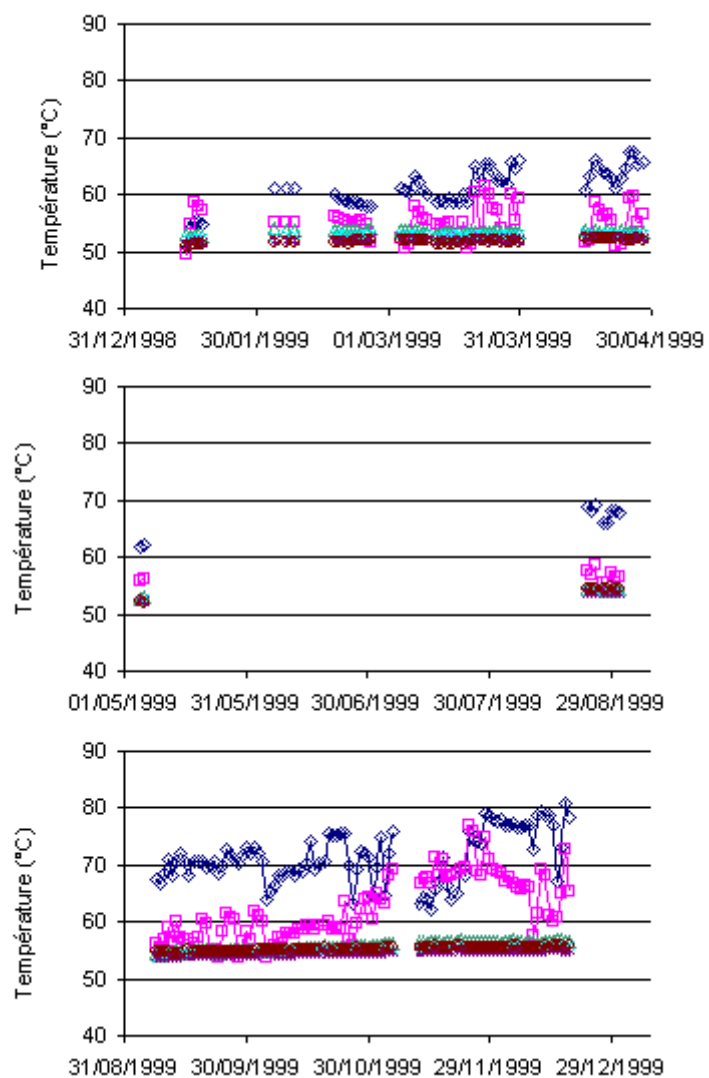
Encore un cœur chaud et stable (~60°C et parfois plus)

Même remarque que pour le puits 104 : nous avons remarqué des baisses importantes de températures sur des périodes relativement courtes, ces chutes de températures correspondant précisément à des périodes de fortes précipitations. Il est encore vraisemblable que l'étanchéité entre la membrane et la tête de puits ne soit plus parfaite favorisant des infiltrations d'eau dans le massif de déchets.

Analyse des champs hydriques :

Pas de mesure d'humidité

Puits 113



Analyse des champs thermiques :

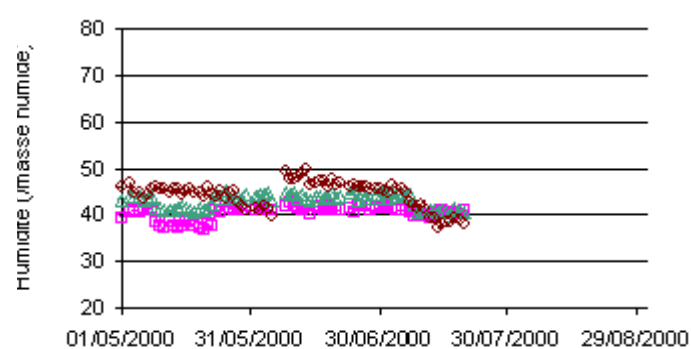
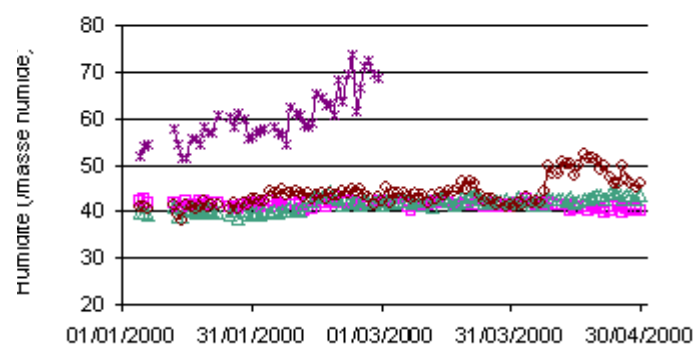
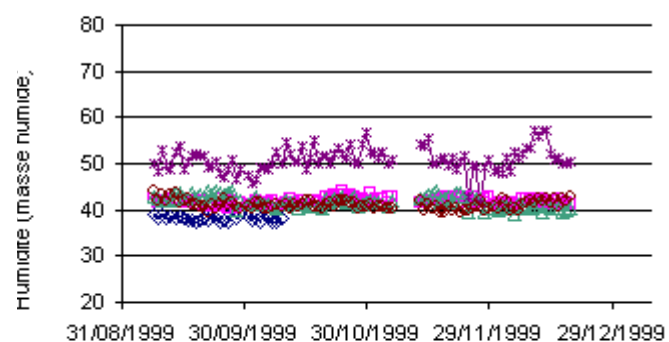
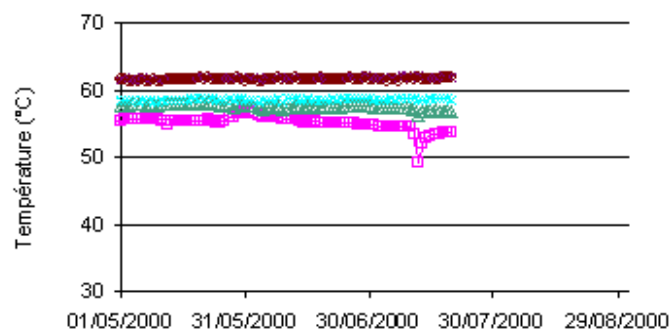
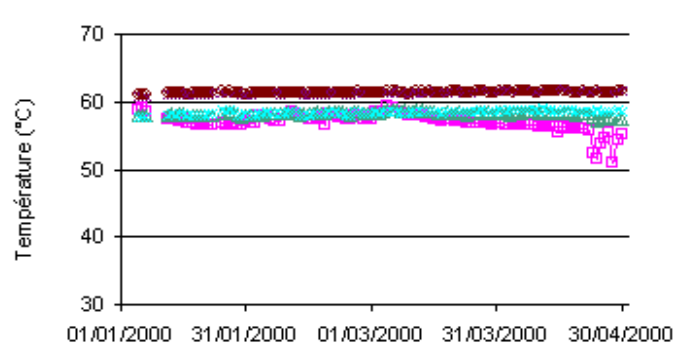
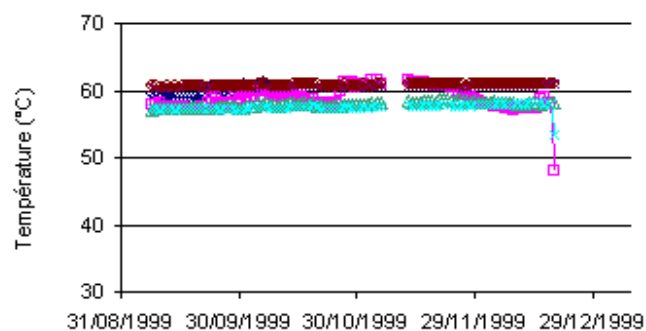
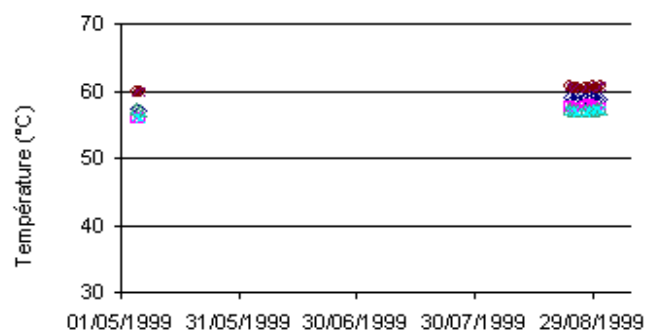
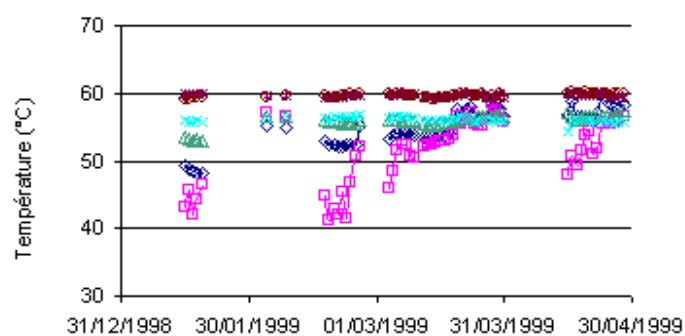
Avant le 25 décembre 1999, nous avons noté les forts niveaux thermiques de ce puits avec les risques d'incendie que cela encourait. C'est finalement ce qui se produisit durant les vacances d'hivers 2000 avec pour conséquence la perte de toutes les sondes.

Les 6 sondes OUT

Analyse des champs hydriques :

Pas de mesure d'humidité

Puits 114



Analyse des champs thermiques :

Toutes les mesures sont relativement stables avec un cœur chaud ($\sim 60^{\circ}\text{C}$) et des températures de surface qui restent assez élevées ($\sim 58^{\circ}\text{C}$), insensibles à la diminution de la température extérieure pendant la période hivernale.

Sonde à 3m OUT

Analyse des champs hydriques :

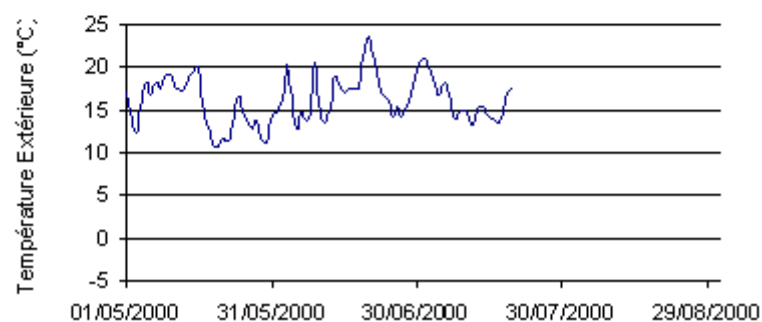
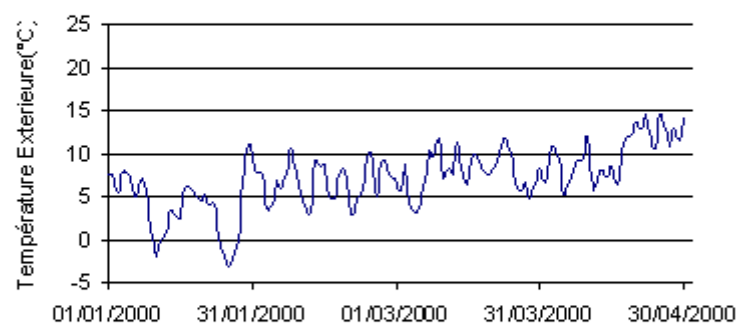
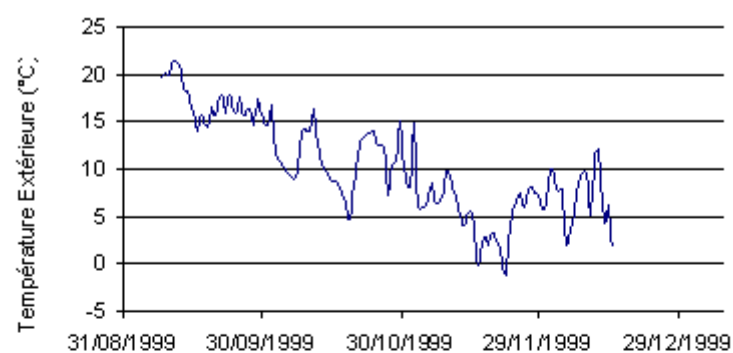
Ensemble stable et assez homogène sauf pour la sonde à 20m qui a fini par céder :

En surface, des humidités proches de 40%

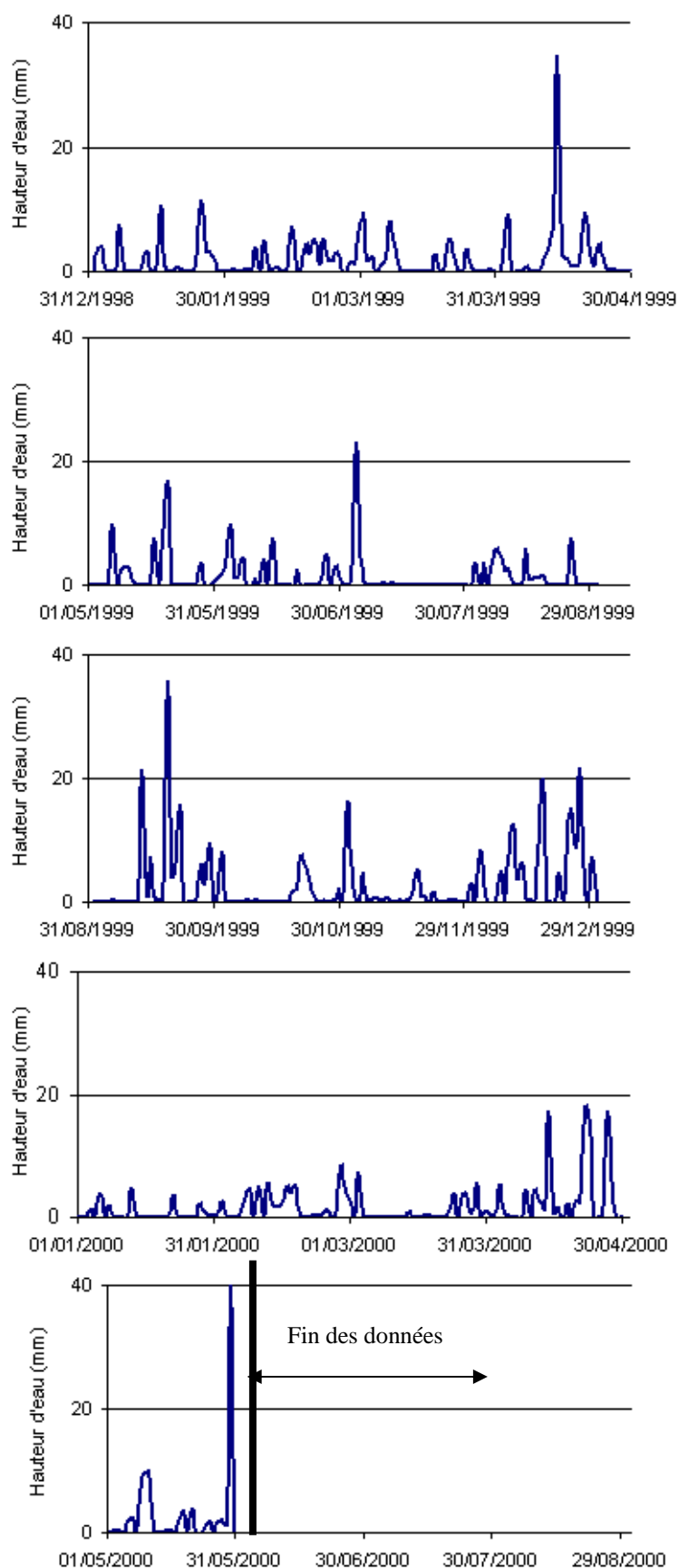
En profondeur, des humidités autour de 50%

Sondes à 3,10 et 20m OUT

Température atmosphérique relevée sur le site à 9H00 local



Précipitations relevées sur site (Données Météo France)



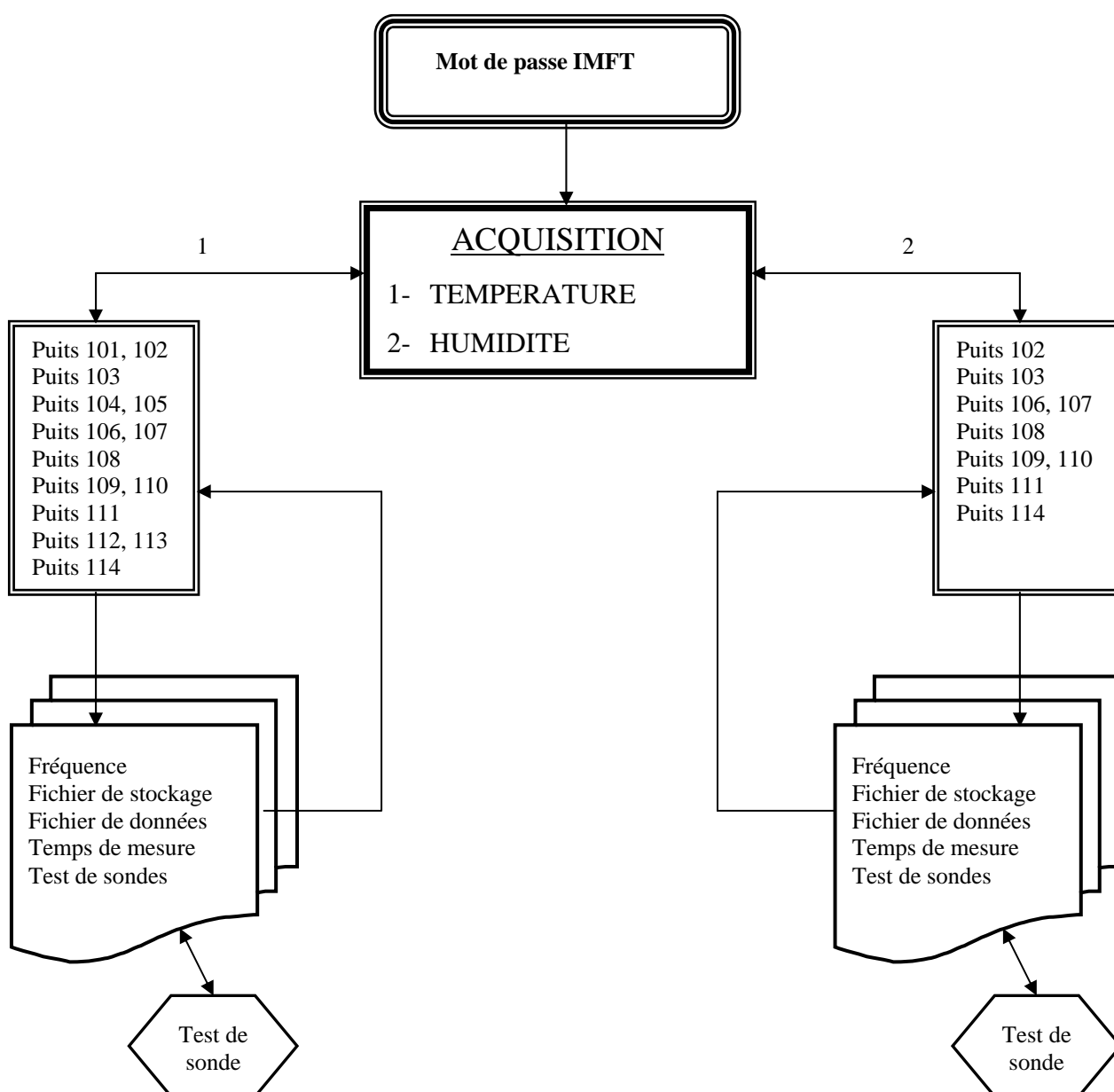
ANNEXE C

Programme d'acquisition des données IMFT

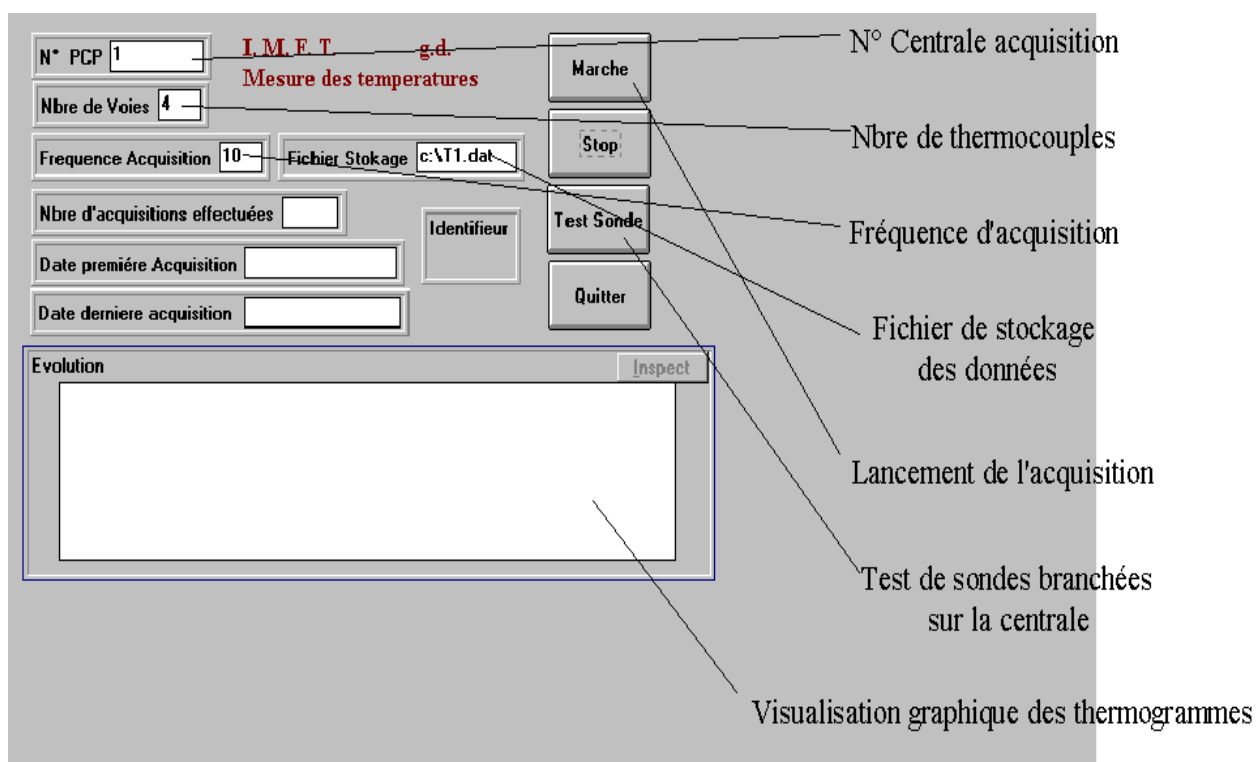
Mesure des champs de température et humidité

La programmation a été réalisée à l'aide du logiciel TESTPOINT[®]. L'acquisition est entièrement automatisée et son contrôle peut être effectuée à distance par liaison modem (utilisation du logiciel PC ANYWHERE[®]).

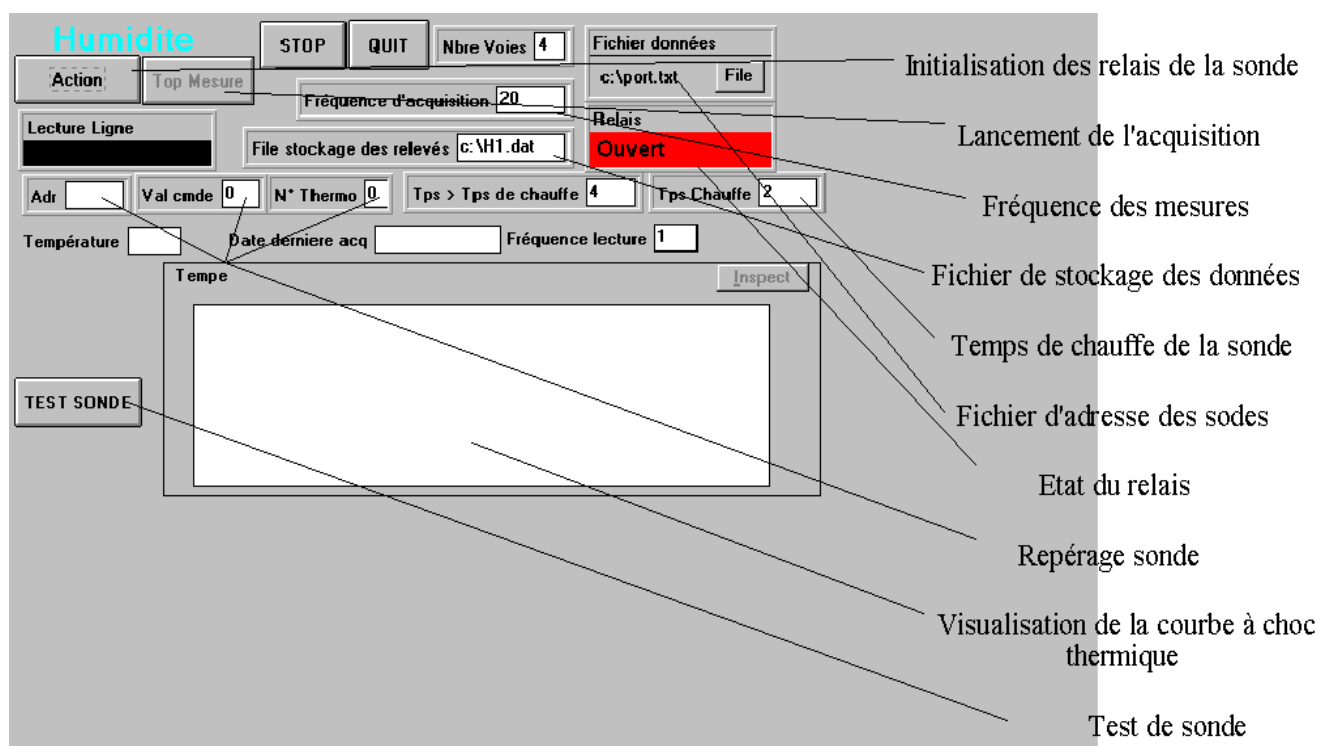
ORGANIGRAMME DU PROGRAMME



FENETRE D'ACQUISITION DES CHAMPS DE TEMPERATURE



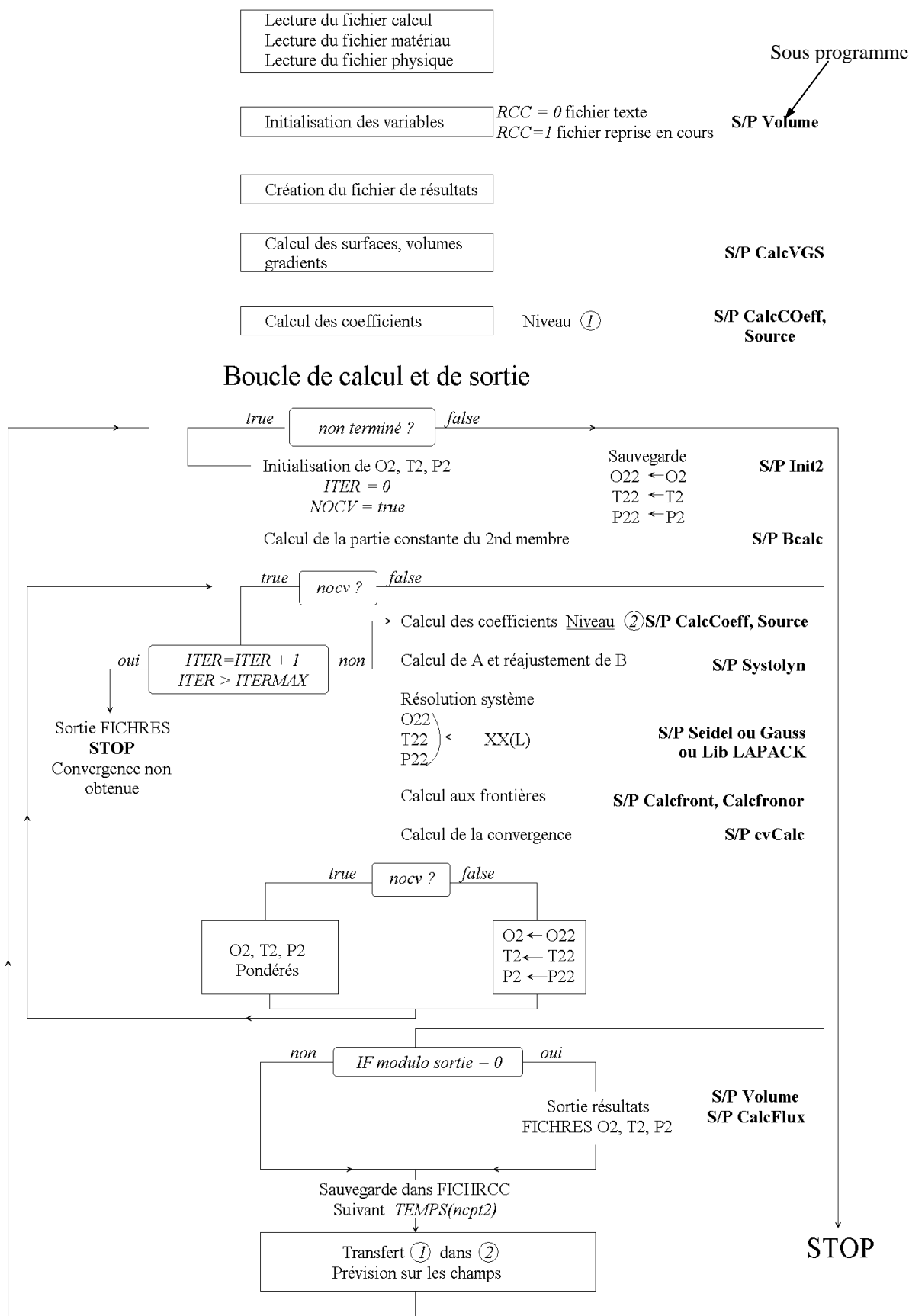
FENETRE D'ACQUISITION DES CHAMPS D'HUMIDITE



ANNEXE D

Organigrammes du code de calcul SPIDER

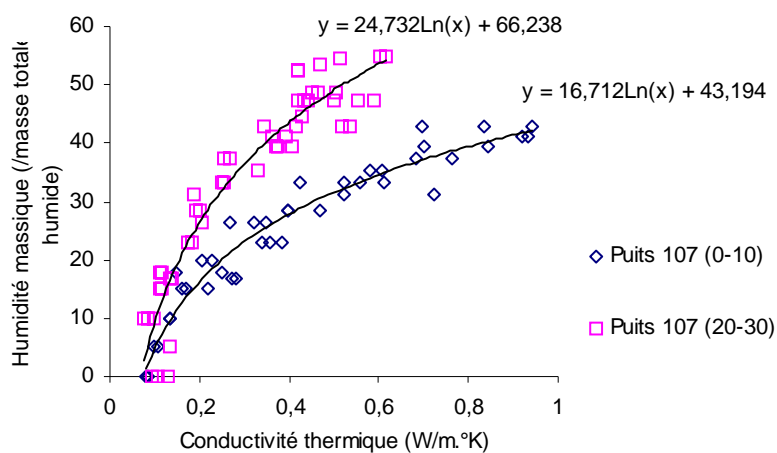
ORGANIGRAMME DU CODE DE CALCUL



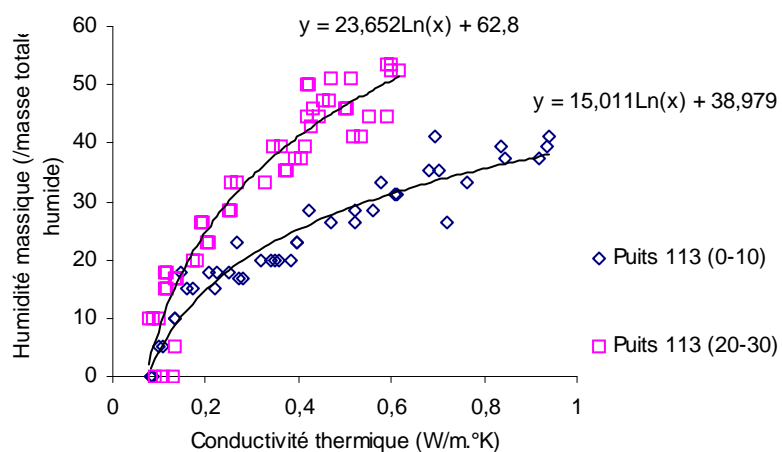
ANNEXE E

Courbes d'étalonnage des sondes à chocs thermiques

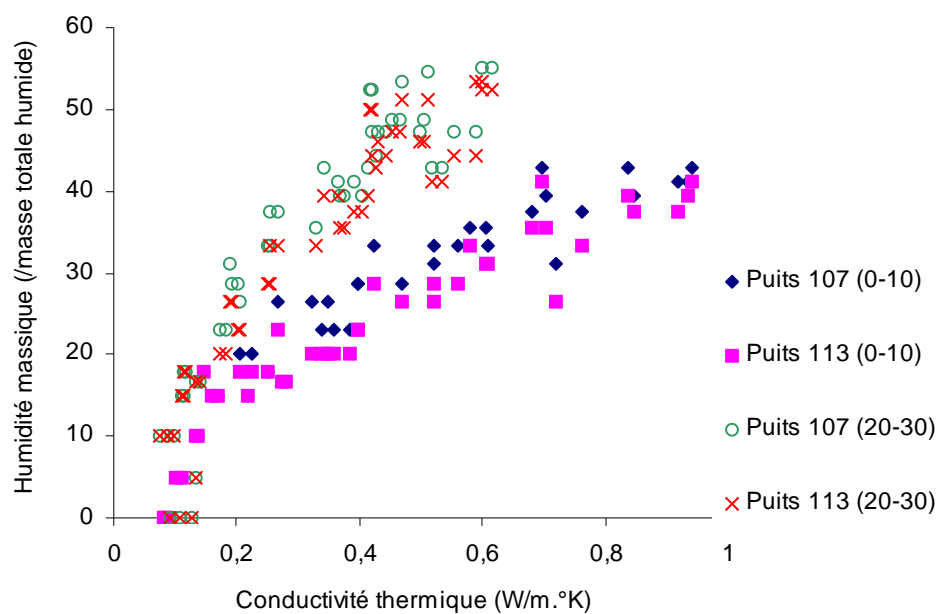
Ci dessous les courbes d'étalonnage des sondes à choc thermique réalisées à l'IMFT sur différents échantillons de déchets de la décharge de Vert Le Grand.



Courbe d'étalonnage réalisée à partir d'échantillons du puits 107



Courbe d'étalonnage réalisée à partir d'échantillons du puits 113



Comparaison des courbes d'étalonnage des puits 107 et 113

La modélisation des écoulements de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers vise d'une part à contrôler et maîtriser les effluents liquides (lixiviat) et gazeux (biogaz) issus de la biodégradation et susceptibles de polluer l'environnement, d'autre part à accélérer les temps de stabilisation des décharges estimés actuellement à une trentaine d'année.

La première partie de l'étude a consisté à instrumenter un centre de stockage de la région parisienne dans lequel des sondes de température et d'humidité ont été implantées. L'acquisition des données est entièrement automatisée et la gestion peut être réalisée à distance par liaison modem. Ceci permet de suivre le comportement thermo hydrique du site pendant son exploitation et d'acquérir une banque de données qui servira à la validation d'un modèle de prédiction des champs de température, d'humidité et de pression dans un casier de déchets. L'analyse des résultats permet de dégager des évolutions thermiques et hydriques caractéristiques des casiers de déchets ménagers et met notamment en évidence l'existence de zones dans lesquelles l'activité biologique est fortement ralentie en raison d'une insuffisance d'humidité. La réinjection de lixiviat apparaît dans ce cas comme un moyen judicieux pour relancer les processus de dégradation, la production de biogaz et de ce fait accélérer les temps de stabilisation.

La seconde partie de ce document présente le modèle mathématique de description des phénomènes physiques élaboré à partir des équations de conservation de la masse et de l'énergie écrite pour chaque constituant (solide, liquide, biogaz, vapeur) en considérant les déchets comme un milieu poreux réactif. Un modèle de production de biogaz dépendant à la fois de la nature des déchets, de la température et de l'humidité est proposé. Une analyse fine de chaque paramètre physico chimique est également effectuée.

Enfin, à partir de ce modèle, des simulations de gestions de sites sont réalisées : avec ou sans réinjection, réinjection ponctuelle ou distribuée...Les résultats sont analysés pour dégager une proposition de scénario optimum de réinjection, tant sur un plan technique que sur un plan quantitatif (débits).

Mots clés : Centres de stockage de déchets ménagers, Instrumentation, Mesures de température et d'humidité, Modélisation, Transferts de masse, Transferts de chaleur, Ecoulement de lixiviat et biogaz, Recirculation de lixiviat, Phase anaérobie